

UNIVERSIDADE TÉCNICA DE LISBOA
FACULDADE DE MEDICINA VETERINÁRIA

**RADIOACTIVIDADE EM ALGUMAS ESPÉCIES DE PESCADO,
DA ZONA DE CAPTURA DO ATLÂNTICO NORDESTE,
CONSUMIDAS EM PORTUGAL**

Ana Filipa Caseiro Pinto Sousa

Orientador

Doutor Fernando da Piedade Carvalho
Investigador Principal do Instituto Tecnológico e Nuclear
do Ministério da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior

Constituição do Júri

Presidente

Doutora Yolanda Maria Vaz – Professora Associada da Faculdade de Medicina Veterinária da Universidade Técnica de Lisboa – Co-orientadora

Vogais

- Doutor José Manuel Lage Campelo Calheiros – Professor Catedrático da Faculdade de Ciências da Saúde da Universidade da Beira Interior
- Doutor Fernando da Piedade Carvalho - Investigador Principal do Instituto Tecnológico e Nuclear do Ministério da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior
- Doutora Maria de São José Deyrieux Centeno – Assessora da Faculdade de Medicina Veterinária da Universidade Técnica de Lisboa

2008
LISBOA

**UNIVERSIDADE TÉCNICA DE LISBOA
FACULDADE DE MEDICINA VETERINÁRIA**

**RADIOACTIVIDADE EM ALGUMAS ESPÉCIES DE PESCADO,
DA ZONA DE CAPTURA DO ATLÂNTICO NORDESTE,
CONSUMIDAS EM PORTUGAL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM SAÚDE PÚBLICA VETERINÁRIA

Ana Filipa Caseiro Pinto Sousa

Orientador

Doutor Fernando da Piedade Carvalho
Investigador Principal do Instituto Tecnológico e Nuclear
do Ministério da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior

Constituição do Júri

Presidente

Doutora Yolanda Maria Vaz – Professora Associada da Faculdade de Medicina Veterinária da Universidade Técnica de Lisboa – Co-orientadora

Vogais

- Doutor José Manuel Lage Campelo Calheiros – Professor Catedrático da Faculdade de Ciências da Saúde da Universidade da Beira Interior
- Doutor Fernando da Piedade Carvalho - Investigador Principal do Instituto Tecnológico e Nuclear do Ministério da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior
- Doutora Maria de São José Deyrieux Centeno – Assessora da Faculdade de Medicina Veterinária da Universidade Técnica de Lisboa

2008
LISBOA

Ao meu futuro marido, por todo o seu carinho, amor e apoio
Aos meus pais por toda a sua ajuda, compreensão e amor

RESUMO

Este trabalho apresenta os resultados da monitorização da actividade do polónio (^{210}Po), chumbo (^{210}Pb), potássio (^{40}K) - radionuclidos de origem natural - e do cézio (^{137}Cs) - radionuclido de origem artificial -, durante 4 meses (de Janeiro a Abril de 2006), no carapau (*Trachurus trachurus*), na sardinha (*Sardina pilchardus*), na pata-roxa (*Scyliorhinus canicula*), na sarda (*Scomber scombrus*) e na faneca (*Trisopterus luscus*). As amostras analisadas compreendem o tecido muscular, o fígado e as gónadas das espécies referidas, capturadas no Atlântico Nordeste, ao largo da zona de Peniche. A concentração do polónio nestas amostras foi sempre mais elevada que a dos outros radionuclidos. Este radionuclido acumula-se preferencialmente nas vísceras e, sobretudo, no fígado. Tendo em conta as taxas de consumo anuais destas espécies, e o seu lugar na dieta, foi calculada a dose de radiação para o consumidor devida à ingestão dos radionuclidos acima referidos. Concluiu-se que a maior contribuição para a dose de radiação é devida ao ^{210}Po , sendo comparativamente muito pequena a contribuição do principal radionuclido de origem artificial, o ^{137}Cs . Não há, pois, no presente um risco de exposição da população Portuguesa às radiações ionizantes pelo consumo dos produtos da pesca.

Palavras-chave: Peixes, Atlântico Nordeste, Polónio-210, Chumbo-210, Césio-137, Potássio-40, Consumo de pescado, Dose de radiação para o Homem.

ABSTRACT

This work shows the results of environmental radioactivity monitoring of polonium (^{210}Po), radioactive lead (^{210}Pb), radioactive potassium (^{40}K) – radionuclides of natural origin – and radioactive cesium (^{137}Cs) – radionuclide of artificial origin. Measurements were made during 4 months (from January till April 2006), on the Atlantic horse-mackerel (*Trachurus trachurus*), the sardine (*Sardina pilchardus*), the small-spotted catshark (*Scyliorhinus canicula*), the Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) and the pouting (*Trisopterus luscus*). Samples analysed include muscle tissue, liver and gonad of all fish species mentioned above, from captures in the North-East Atlantic off Peniche. ^{210}Po concentration in tissue samples was always higher than concentrations of other radionuclides. Furthermore, ^{210}Po accumulates more in the fish viscera, specially in the liver. Taking into account the annual consumption rates of these species, and its role in Portuguese diet, the radiation dose to consumers through ingestion of those radionuclides was computed. It is concluded that the main contribution for the absorbed radiation dose to consumers is due to ^{210}Po and the radiation dose for ^{137}Cs is comparatively small. At the present, there is no significant ionising radiation exposure risk to the Portuguese population through consumption of fish products.

Key-words: Fishes, North-East Atlantic Ocean, Polonium-210, Lead-210, Cesium-137, Potassium-40, Consumption of fishery products, Radiation dose to man.

AGRADECIMENTOS

A elaboração deste trabalho só foi possível com a preciosa colaboração de diversas pessoas, a quem expresso o meu profundo agradecimento, nomeadamente:

Ao **Doutor Fernando P. Carvalho**, pela orientação desta tese de dissertação, pelo seu espírito crítico, apoio, simpatia e pelos seus valiosos ensinamentos, os meus sinceros agradecimentos.

À **Professora Doutora Yolanda Vaz** pelos seus conselhos e orientações no decorrer deste trabalho.

Ao **Doutor Armando Carvalho Louzã** pela excelente coordenação deste Curso de Mestrado, bem como a todos os docentes pelos seus ensinamentos e incentivo.

À **Eng. Margarida Malta**, pelo seu excelente apoio e ajuda incondicional em todas as fases deste trabalho, conhecimentos transmitidos e pela sua amizade.

Ao **Sr. João Maria** e à **Dra. Lúcia Silva**, do Instituto Tecnológico e Nuclear, pela sua disponibilidade, simpatia, transmissão de conhecimentos e apoio na elaboração e execução deste trabalho.

À **Dra. Raquel Luizello**, Chefe de Divisão de Intervenção Veterinária do Oeste, pelo seu apoio e compreensão.

À **Dra. A. Cristina António**, pelo seu total apoio, conselhos e sobretudo pela sua amizade.

Aos **colegas do Corpo de Inspecção Sanitária da Lota de Peniche**, Dr. Pedro Victor, Dra. Helena Pinto, Eng. Sandra Santos, Dra. Manuela Antunes e Ana Miguel, pela sua total disponibilidade, compreensão e apoio essenciais no dia a dia.

Aos **mestres e camaradas das embarcações** “Afrodite”, “Albamar”, “Valido”, “Mestre Emílio”, “Santa Elisa”, “Luísa Balseiro” e “Marola”, que ao longo deste trabalho se disponibilizaram no fornecimento dos peixes para a preparação das amostras e as respectivas zonas de captura, em particular ao mestre Pedro e ao Sr. Afonso.

Aos **funcionários da Docapesca, Portos e Lotas, S.A.** pela sua ajuda e simpatia.

À **D^a. Idalina**, pela sua simpatia e atenciosa disponibilidade, os meus sinceros agradecimentos e aos **colegas de mestrado** pelo seu companheirismo, apoio e amizade.

Ao **Pedro, aos meus pais e avós** sempre presentes, pelo seu apoio, amor e dedicação incondicional.

A **todas as pessoas**, que directa ou indirectamente, contribuíram para a elaboração desta dissertação cuja menção não é efectuada.

ÍNDICE GERAL

Dedicatória.....	i
Resumo	
Abstract	
Agradecimentos	ii
Índice Geral.....	iii
Índice de Quadros	v
Índice de Figuras.....	vii
Índice de Abreviaturas	ix

INTRODUÇÃO	1
CAPITULO 1 - O Pescado na Alimentação Portuguesa	3
1.1. - Consumo <i>per capita</i>	3
1.2. - As espécies mais consumidas	4
CAPITULO 2 - A Radioactividade de Origem Natural e Artificial.....	7
2.1 - A Origem dos Radionuclidos.....	7
2.1.1. - Os Radionuclidos Terrígenos ou Primordiais.....	7
2.1.2. - Os Radionuclidos Cosmogénicos	9
2.1.3. - Os Radionuclidos de Origem Artificial.....	9
2.2. - Os Radionuclidos nos Oceanos	11
2.2.1. - Vias de Transferência Aquáticas	11
2.2.2. - O ^{210}Pb e o ^{210}Po nos Ecossistemas Marinhos.....	13
2.2.2.1. - Plâncton	14
2.2.2.2. - O Fitoplâncton e o Zooplâncton	15
2.2.2.3. - Organismos Superiores e Peixes	15
2.2.3 - Os Radionuclidos Artificiais	16
2.3. Exposição humana aos radionuclidos, nomeadamente através do consumo dos produtos da pesca.....	18
CAPÍTULO 3 – Espécies de Pescado e Radionuclidos Pesquisados.....	22
3.1. – Selecção e Caracterização das Espécies Pesquisadas	22
3.1.1 – Carapau (<i>Trachurus trachurus</i>)	23
3.1.2 – Faneca (<i>Trisopterus luscus</i>)	24
3.1.3 – Sarda (<i>Scomber scombrus</i>)	26
3.1.4 – Pata-Roxa (<i>Scyliorhinus canicula</i>)	28
3.1.5 – Sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>).....	29
3.2. - Os Radionuclidos Pesquisados	31
3.2.1. - Introdução	31
3.2.2. - Radionuclidos Naturais no Pescado	32
3.2.2.1. - ^{40}K	32
3.2.2.2. - ^{210}Po e ^{210}Pb	32
3.2.3. - Radionuclidos Artificiais no Pescado.....	33
CAPÍTULO 4 - Material e Métodos.....	34
4.1. - Caracterização dos Locais de Captura.....	34
4.2. - Caracterização das Amostras.....	36
4.3. - Preparação das Amostras.....	38

4.4. - Descrição das Técnicas e dos Equipamentos	40
4.4.1. - Espectrometria alfa (α)	40
4.4.1.1. – Determinação do “Branco” e Controlo da Qualidade.....	43
4.4.1.2 – Cálculo da Actividade Específica	44
4.4.1.2.1. - Cálculo do número de contagens líquidas do traçador isotópico (^{209}Po).....	45
4.4.1.2.2. - Cálculo do número de contagens líquidas do ^{210}Po da amostra ...	46
4.4.1.2.3. - Eficiência do detector	46
4.4.1.2.4 - Rendimento químico	47
4.4.1.2.5. - Actividade de ^{210}Po da amostra	48
4.4.1.2.6. - Actividade do ^{210}Pb à data da colheita	48
4.4.1.2.7. - Actividade do ^{210}Po da amostra à data da colheita	49
4.4.1.2.8. - Cálculo da actividade média específica e da incerteza média associada ao radionuclido	50
4.4.2. – Espectrometria gama (γ)	50
CAPÍTULO 5 - Resultados	53
5.1. – Espectrometria Alfa (α) e Gama (γ).....	53
5.1.1. – Carapau (<i>Trachurus trachurus</i>)	53
5.1.2. – Faneca (<i>Trisopterus luscus</i>)	53
5.1.3. – Sarda (<i>Scomber scombrus</i>)	54
5.1.4. – Sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>).....	54
5.1.5. – Pata-roxa (<i>Scyliorhinus canicula</i>).....	54
CAPÍTULO 6 - Discussão dos Resultados	60
CAPÍTULO 7 – Conclusões	71
CAPÍTULO 8 – Bibliografia	74

INDICE DE QUADROS

Quadro 1 – Quantidades de pesca descarregada por espécie, em Portugal e no Porto de Peniche em 2006.	4
Quadro 2 – Consumo anual <i>per capita</i> (kg/ano) das espécies consideradas no estudo, em Portugal em 2006.	6
Quadro 3 – Produtos de fissão e de activação mais comuns.	10
Quadro 4 - Exposição média individual a várias fontes de radiação natural e artificial.	20
Quadro 5 – Dados relativos às capturas do pescado de Janeiro a Abril de 2006.	35
Quadro 6 - Caracterização das amostras de pescado de Janeiro a Abril de 2006.	37
Quadro 7 - ^{210}Pb e ^{210}Po no material de referência AIEA-414, músculo de peixe. Valores das concentrações certificadas pela AIEA.	44
Quadro 8 - Resultados obtidos na análise de ^{210}Pb (igual ao de ^{210}Po na data de uso) na amostra de referência AIEA-414.	44
Quadro 9 - Descrição dos radionuclidos que compõem a fonte de calibração dos detectores alfa.	47
Quadro 10 - Actividade específica (Bq kg^{-1} peso fresco) dos radionuclidos pesquisados no carapau, nos quatro meses de estudo e seus valores médios para cada radionuclido.	55
Quadro 11 - Actividade específica (Bq kg^{-1} peso fresco) dos radionuclidos pesquisados na faneca, nos quatro meses de estudo e seus valores médios para cada radionuclido.	56
Quadro 12 - Actividade específica (Bq kg^{-1} peso fresco) dos radionuclidos pesquisados na sarda, nos quatro meses de estudo e seus valores médios para cada radionuclido.	57
Quadro 13 - Actividade específica (Bq kg^{-1} peso fresco) dos radionuclidos pesquisados na sardinha, nos quatro meses de estudo e seus valores médios para cada radionuclido.	58
Quadro 14 - Actividade específica (Bq kg^{-1} peso fresco) dos radionuclidos pesquisados na pata-roxa, nos quatro meses de estudo e seus valores médios para cada radionuclido.	59
Quadro 15 – Concentrações do Polónio e Chumbo (Bq kg^{-1}) peso fresco no músculo das diversas espécies capturadas no Atlântico Nordeste.	61
Quadro 16 - Polónio e Chumbo, Bq kg^{-1} no músculo, fígado e gónadas, nas diversas espécies e grupos de espécies, capturadas no Atlântico Nordeste.	63

Quadro 17 - Incorporações relevantes por ingestão de ^{40}K , de ^{137}Cs , de ^{210}Po e de ^{210}Pb do tecido muscular das quatro espécies de pescado, em 2006, e a sua contribuição para a dose total por ingestão para maiores de 17 anos.....	69
--	----

INDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Evolução do consumo de produtos da pesca <i>per capita</i> (kg/habitante por ano), em Portugal.....	3
Figura 2 – Série radioactiva natural do Urânio.....	8
Figura 3 – Esquema de transferência de radionuclidos em ecossistemas aquáticos.....	12
Figura 4 - Produtos do decaimento do ^{226}Ra e os seus tempos de semi-vida.	13
Figura 5 – Oceanos e locais de deposição de resíduos radioactivos com o inventário da radioactividade artificial imersa (em Peta Bq = 10^{15} Bq).	17
Figura 6 - Distribuição Geográfica do Carapau (<i>Trachurus trachurus</i>).	23
Figura 7 - Distribuição Geográfica da Faneca (<i>Trisopterus luscus</i>).	25
Figura 8 - Distribuição Geográfica da Sarda (<i>Scomber scombrus</i>).	27
Figura 9 - Distribuição Geográfica da Pata-Roxa (<i>Scyliorhinus canicula</i>).	28
Figura 10 - Distribuição Geográfica da Sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>).	30
Figura 11 – Mapa com a localização das áreas de captura das várias espécies nos meses de Janeiro a Abril de 2006.	34
Figura 12 - Carapau (<i>Trachurus trachurus</i>)	38
Figura 13 - Tecidos diferenciados no carapau: 1- Fígado; 2 - Gónada; 3 - Tecido muscular.....	38
Figura 14 - Faneca (<i>Trisopterus luscus</i>)	38
Figura 15 - Tecidos diferenciados na faneca: 1- Fígado; 2 - Gónada; 3 -Tecido muscular.....	38
Figura 16 - Sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>)	39
Figura 17 - Tecidos diferenciados na sardinha: 1- Fígado; 2 - Gónada; 3 - Tecido muscular.....	39
Figura 18 - Sarda (<i>Scomber scombrus</i>).....	39
Figura 19 - Tecidos diferenciados na sarda: 1- Fígado; 2 - Gónada feminina; 3 - Tecido muscular.....	39
Figura 20 - Pata-roxa (<i>Scyliorhinus canicula</i>).....	39
Figura 21 - Tecidos diferenciados na pata-roxa: 1- Fígado; 2 - Gónada masculina; 3 - Tecido muscular.....	39
Figura 22 – Liofilizador utilizado na preparação das amostras.	40

Figura 23 - Solubilização da amostra em ácido sobre a placa de aquecimento.....	42
Figura 24 - Discos de prata usados para deposição de polónio.	42
Figura 25 - Processo de deposição, num agitador.	42
Figura 26 - Colocação do disco de prata na câmara de vazio com o detector de silício. 42	
Figura 27 - Espectrómetro alfa: conjunto de detectores de silício e electrónica associada.	42
Figura 28 - Espectro de Polónio do tecido muscular da sarda no mês de Abril.	42
Figura 29 - Espectro de emissão de radiação gama com o pico fotoeléctrico do radionuclido ^{40}K assinalado.	51
Figura 30 - Ampliação de parte do espectro da Figura 29 para mostrar a região do pico fotoeléctrico do radionuclido ^{40}K , indicado pela seta.	52
Figura 31 - Espectro gama com a região do pico fotoeléctrico do radionuclido ^{137}Cs assinalada.	52
Figura 32 – Ampliação de parte do espectro da Figura 31 para mostrar a região do pico fotoeléctrico do radionuclido ^{137}Cs , indicado pela seta.	52
Figura 33 - Variação temporal da concentração de ^{40}K , Bq kg^{-1} peso fresco, no tecido muscular.....	60
Figura 34 - Variação temporal da concentração de ^{210}Po , Bq kg^{-1} peso fresco, no tecido muscular.....	64
Figura 35 – Concentração média de ^{210}Po e ^{210}Pb , Bq kg^{-1} peso fresco, no músculo das diferentes espécies analisadas.	65
Figura 36 - Variação temporal da concentração de ^{210}Po , Bq kg^{-1} peso fresco, no fígado.	66
Figura 37 - Variação temporal da concentração de ^{210}Po , Bq kg^{-1} peso fresco, nas gónadas.	66
Figura 38 - Concentração média (de Janeiro a Abril) do ^{210}Po , Bq kg^{-1} peso fresco, nos tecidos das espécies de pescado analisadas.	67

ÍNDICE DE ABREVIATURAS E DE SÍMBOLOS

Abreviaturas

~ – aproximadamente

' – minuto

° – graus

α – alfa

β – beta

γ – gama

$T^{1/2}$ – período de semi-desintegração

A.M.D – actividade mínima detectável

cf. - confira

N – Norte

n.º - número

n.d. – não detectado

n.p. – não pesquisado

O – Oeste

Unidades

a – ano

Bq – becquerel

cm - centímetro

d – dia

g – grama

kg – quilograma

L – litro

m – metro

min – minuto

p/v – parte por volume

s – segundo

Sv – sievert

Prefixo

10^{15} – peta - P

10^{12} – tera – T

10^3 – kilo – k

10^{-2} – centi – c

10^{-3} – mili – m

10^{-6} – micro – μ

INTRODUÇÃO

O pescado tem um lugar de relevo na alimentação humana e o consumidor está cada vez mais alerta e exigente sobre a qualidade dos alimentos.

Sendo Portugal um grande consumidor de produtos da pesca, cerca de 60 kg/ano por pessoa, média muito superior à dos outros países europeus e, possuindo também a maior Zona Económica Exclusiva (ZEE) da Europa, existe a necessidade de conhecer os níveis de radioactividade nas espécies de pescado com elevado consumo no País e provenientes das capturas efectuadas no Atlântico Nordeste (Zona FAO 27), para assegurar a segurança radiológica dos elementos de origem marinha e a protecção dos consumidores.

A radioactividade nos oceanos existe devido à presença de radionuclidos de origem natural e de origem artificial. Os radionuclidos de origem natural incluem os isótopos radioactivos com origem na litosfera (elementos das famílias radioactivas do urânio, do tório e do actínio) e isótopos radioactivos de origem cósmica (formados na atmosfera, como o ^{14}C e o ^7Be). Os radionuclidos de origem artificial incluem as descargas costeiras de efluentes radioactivos, a imersão de resíduos radioactivos que decorreu no Atlântico Nordeste de 1949 a 1982, e a deposição de poeiras radioactivas da atmosfera, originadas nos testes de armas nucleares e em acidentes nucleares em Windscale (Reino Unido, 1957), Chelyabinsk (Rússia, 1957), Three Mile Island (Estados Unidos da América, 1979) e em Chernobyl (Rússia, 1986) (Rubens e Cunha, 1997).

Os radionuclidos naturais, como o ^{40}K , o urânio (^{238}U , ^{235}U , ^{234}U), o rádio (^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{224}Ra), o ^{210}Po e o ^{210}Pb , e os radionuclidos artificiais, como o ^{137}Cs , o plutónio e o amerício existentes no oceano, são concentrados pelos organismos marinhos e transferidos através da cadeia alimentar ao Homem, causando a exposição às radiações ionizantes com eventuais efeitos para a saúde.

Nos organismos marinhos a concentração do polónio (^{210}Po) é mais elevada que a de outros emissores alfa (α) naturais e artificiais, e de radionuclidos emissores gama, como o chumbo (^{210}Pb) (Carvalho, 1988). Estes radionuclidos, ^{210}Po e ^{210}Pb , descendentes do urânio ocorrem na natureza, incluindo os oceanos, possuindo o ^{210}Po um tempo de semi-vida de 138,4 dias e o ^{210}Pb um tempo de semi-vida de 22,3 anos. Apesar do ^{210}Po possuir um tempo de semi-vida relativamente curto, está incluído no grupo dos

radioisótopos de elevada radio-toxicidade por se tratar de um emissor alfa, contribuindo para uma elevada dose de radiação nos organismos vivos (Carvalho, 1988; 1995).

A concentração de ^{210}Po na água do mar é praticamente constante, mas as concentrações no pescado podem apresentar grandes variações ao longo do ano e entre espécies (Carvalho, 1995; UNSCEAR, 2000). Importa pois investigá-las para se conhecer a dose de radiação que podem originar nos consumidores. Esta foi a motivação para o presente trabalho.

CAPITULO 1 - O PESCADO NA ALIMENTAÇÃO PORTUGUESA

1.1. - Consumo *per capita*

Os produtos da pesca desde há muito representam um papel importante na alimentação dos portugueses e, presentemente, o seu consumo é dos mais elevados da Europa, cifrando-se em cerca de 60 kg/pessoa por ano. Embora o valor nutricional do pescado tenha sido desde há muito reconhecido pelo aporte de macronutrientes, actualmente, considera-se que constitui também uma das fontes mais importantes de micronutrientes minerais e, em especial, de ácidos gordos essenciais (Bandarra *et al.*, 2004).

De acordo com a publicação do Instituto Nacional de Estatística (INE), a “Balança Alimentar Portuguesa 1990-1997” (INE, 1999), o consumo anual de pescado *per capita* tem vindo a manter-se estável desde a década de 70, registando um aumento de cerca de 1,2% em 1995-1997 em comparação com o consumo médio na década de 70. Do mesmo modo, a estimativa da FAO (cf. INE, 2006), do consumo de pescado (quantificado em peso de pescado à saída de água) *per capita* evidencia uma variação mínima nos últimos anos (Figura 1).

Evolução do consumo *per capita*, em Portugal

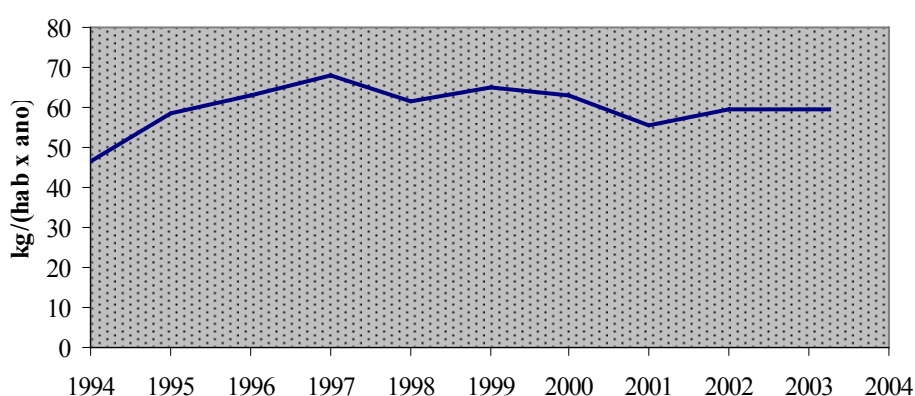


Figura 1 – Evolução do consumo de produtos da pesca *per capita* (kg/habitante por ano), em Portugal.

Fonte: Estimativa FAO, peso do pescado à saída de água, INE, 2006

1.2. - As espécies mais consumidas

Em Portugal, o consumo de pescado por espécie é bastante variado. As espécies mais consumidas são conservadas de diferentes formas, sendo-o essencialmente por refrigeração (pescado fresco), por congelação, por seca e salga (bacalhau) e por esterilização (conservas).

Actualmente, não existe nenhum estudo sobre o padrão de consumo dos produtos da pesca existindo, apenas, dados relativos à pesca descarregada para as espécies principais, e por porto de descarga (Quadro 1). Apresentando Portugal um dos mais elevados consumos de pescado *per capita*, a pesca descarregada nos nossos portos é insuficiente para abastecer o mercado nacional e torna-se necessário proceder à importação de quantidades consideráveis de pescado.

Quadro 1 – Quantidades de pesca descarregada por espécie, em Portugal e no Porto de Peniche em 2006.

ESPÉCIES	PORTUGAL (ton.)	PENICHE (ton.)
Total	141 683	16 461
Peixes marinhos	124 110	15 155
Atum e similares (<i>Thunnus</i> spp)	11 623	216
Besugo (<i>Pagellus acarne</i>)	974	185
Carapau (<i>Trachurus trachurus</i>)	14 342	1 574
Cavala (<i>Scomber japonicus</i>)	13 259	1 029
Congro ou safio (<i>Conger conger</i>)	1 632	339
Faneca (<i>Trisopterus luscus</i>)	2 139	259
Peixe Espada. Preto (<i>Aphanopus carbo</i>)	5 446	17
Pescada (<i>Merluccius merluccius</i>)	2 229	216
Raia (<i>Raja</i> spp)	1 616	310
Robalo (<i>Dicentrarchus labrax</i>)	650	166
Sarda (<i>Scomber scombrus</i>)	2 615	108
Sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>)	48 096	8 550
Verdinho (<i>Micromesistius poutassou</i>)	2 430	213
Diversos	5 508	1 658
Crustáceos	869	35

Quadro 1 (continuação) – Quantidades de pesca descarregada por espécie, em Portugal e no Porto de Peniche em 2006.

ESPÉCIES	PORTUGAL (ton.)	PENICHE (ton.)
Gamba (<i>Parapenaeus longirostris</i>)	223	----
Lagosta e lavagante (<i>Palinurus</i> spp e <i>Homarus</i> spp)	202	0
Navalheira (<i>Callinectes</i> spp)	13	1
Lagostim (<i>Nephrops norvegicus</i>)	246	5
Moluscos	16 632	1 266
Amêijoia (<i>Ruditapes decussatus</i>)	794	43
Berbigão (<i>Cerastoderma</i> spp)	4 374	----
Choco (<i>Sepia officinalis</i>)	1 787	28
Lula (<i>Loligo vulgaris</i>)	566	2
Polvo (<i>Octopus vulgaris</i>)	7 084	889

ton.: toneladas; Nota: Apenas inclui frescos ou refrigerados.

Fonte: INE, 2007

É de realçar que, no que diz respeito ao comércio internacional, para o ano de 2006, de “produtos da pesca ou relacionados com esta actividade” foram registadas importações (entradas) de cerca de 392 mil toneladas. Cerca de 39% das entradas, em peso, foram constituídas por “peixes congelados”. Igualmente importantes foram as entradas de “peixes frescos ou refrigerados” (17%) e de “salgados, secos e fumados” (12,4%), onde se destaca o “bacalhau salgado e não seco” (INE, 2007).

Em 2006 as saídas de “produtos da pesca ou relacionados com esta actividade”, atingiram, em quantidade, as 131 mil toneladas. De salientar que os “peixes congelados” representaram cerca de 25% do volume destas saídas, em peso, atingindo as 33 mil toneladas. Os “peixes frescos ou refrigerados” corresponderam, por sua vez, a 22% da quantidade, e as “preparações e conservas de peixe”, atingiu as 24 mil toneladas, tendo constituído 18% do volume das saídas em quantidade (INE, 2007).

Considerando os valores indicados no Quadro 1 e admitindo que todos os produtos da pesca descarregados nos portos nacionais são consumidos em Portugal, e que o consumo (peso da parte comestível) de pescado anual *per capita* é de 60 kg, o consumo *per capita* de cada espécie analisada, em Portugal em 2006, foi calculado de acordo com o Quadro 2.

O consumo de cada espécie *per capita* foi obtido através da multiplicação da percentagem descarregada de cada espécie pela sua respectiva percentagem de peso

comestível (Ferreira e Graça, 1985, Bandarra *et al.*, 2004) e pelo consumo anual *per capita* de 60 kg.

Quadro 2 – Consumo anual *per capita* (kg/ano) das espécies consideradas no estudo, em Portugal em 2006.

Espécies	Quantidade descarregada (ton.)	Percentagem descarregada (%)	Percentagem comestível (%)	Consumo anual <i>per capita</i> (kg/ano)
Sardinha	48096	33,95	56,8	11,6
Carapau	14342	10,12	49,5	3,0
Sarda	2615	1,85	60	0,7
Faneca	2139	1,51	47	0,4
Total	141683	100	----	15,7

ton.: toneladas.

Assim, o consumo *per capita* de cada espécie, entre as principais, em Portugal em 2006, foi de 11,6 kg de sardinha, 3,0 kg de carapau, 0,7 kg de sarda e 0,4 kg de faneca. Estas taxas de consumo serão tidas em conta, mais adiante, na transferência de radioactividade através da cadeia alimentar.

CAPITULO 2 - A RADIOACTIVIDADE DE ORIGEM NATURAL E ARTIFICIAL

2.1 – A Origem dos Radionuclidos

Mais de 60 radionuclidos naturais, isto é cuja existência não depende da acção humana, entram na constituição do nosso planeta. A estes deveremos hoje juntar um largo número (cerca de três centenas) de radioelementos e radioisótopos de elementos existentes, que foram produzidos pelo homem e que foram, ou poderão ser, disseminados no ambiente. Os radionuclidos presentes no nosso ambiente podem ser divididos, com base na sua origem, em três grupos:

- 1. radionuclidos de origem natural**, presentes no planeta desde a sua formação, com períodos de semi-desintegração muito longos que lhes permitiram chegar até ao presente. Estes radionuclidos primordiais têm, por vezes, isótopos estáveis que os acompanham ou, outras vezes, não têm isótopos estáveis e são os únicos representantes do elemento. Designam-se **terrígenos ou primordiais**;
- 2. radionuclidos de origem natural** que têm períodos curtos em termos da escala temporal dos fenómenos geológicos, mas que são continuamente produzidos pela interacção da radiação cósmica com gases atmosféricos como o azoto e o oxigénio. São designados por radionuclidos de **origem cosmogénica**;
- 3. radionuclidos produzidos pelo homem** e libertados no ambiente deliberadamente ou por acidente. São designados por radionuclidos de **origem artificial** (Carvalho, 2000).

2.1.1. - Os Radionuclidos Terrígenos ou Primordiais

Os radionuclidos primordiais ocorrem na natureza e são, pelo menos, 14. As rochas e solos contêm minerais naturalmente radioactivos. Em comum possuem a particularidade de terem períodos de semi-desintegração ($T_{1/2}$) muito longos, variando de 10^8 a 10^{15} anos. Embora as suas propriedades químicas variem muito, todos estes radionuclidos estão presentes desde a formação do planeta. A maioria coexiste com os seus isótopos estáveis e, dada a sua longevidade, estão bem misturados com os seus isótopos mesmo

em rochas e minerais da crosta, sendo um exemplo deste grupo o radioisótopo ^{40}K (potássio-40) (Carvalho, 2000).

Assim sendo, os radionuclídeos primordiais ^{232}Th (tório), ^{235}U (actínio) e ^{238}U (urânio) são os progenitores das séries radioactivas naturais do tório, do actínio e do urânio (Figura 2) respectivamente. Alguns dos radionuclídeos presentes nas rochas podem contribuir significativamente para a radioactividade atmosférica devido à formação de gases que podem ser exalados pela superfície terrestre. Estes gases, ^{222}Rn (radão) e ^{220}Rn (torão), são descendentes radioactivos directos do ^{226}Ra (rádio-226) e do ^{224}Ra (rádio-224), respectivamente, que pertencem às séries radioactivas do urânio e do tório. Estes gases radioactivos ao serem emitidos para a atmosfera e para a hidrosfera decaem para isótopos radioactivos do chumbo (Pb), bismuto (Bi) e polónio (Po) (Reis, 2007).

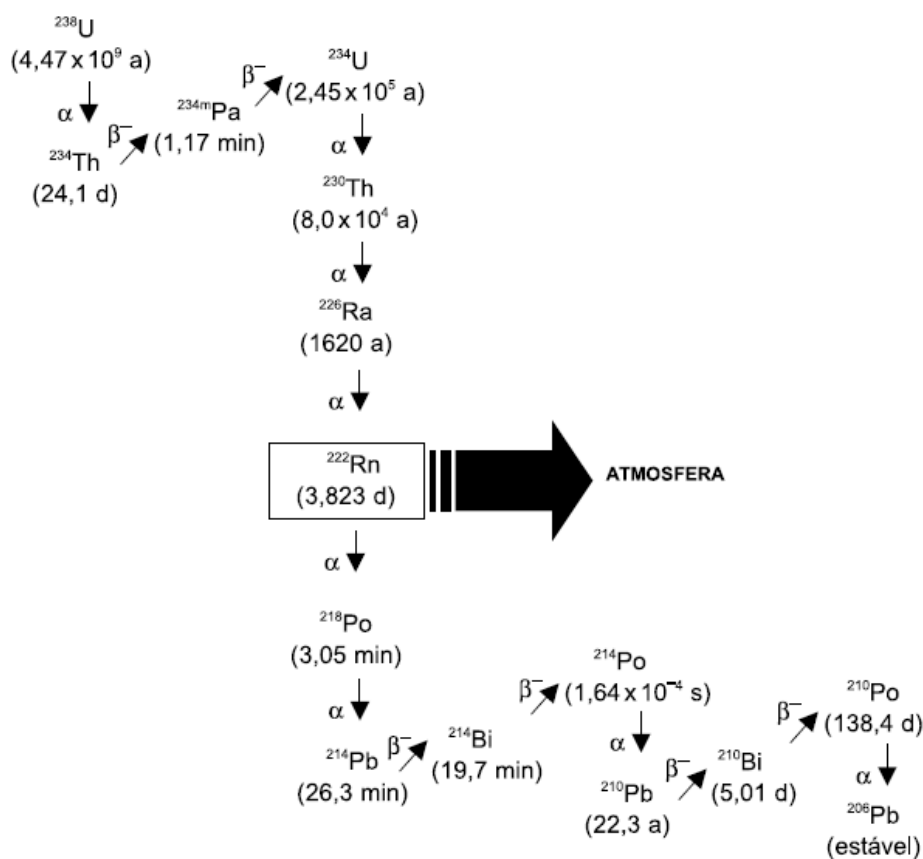


Figura 2 – Série radioactiva natural do Urânio

Fonte: Reis, 2007.

2.1.2. - Os Radionuclidos Cosmogénicos

Os radionuclidos cosmogénicos são continuamente formados na atmosfera através da interacção da radiação cósmica, altamente energética, com gases atmosféricos. Os raios cósmicos, ao colidirem com os átomos da atmosfera, geram uma “cascata” de neutrões e protões que interagem com núcleos leves de carbono, azoto e oxigénio, os quais se desintegram formando novos elementos, incluindo isótopos radioactivos. São inúmeros os radionuclidos que têm vindo a ser observados desde a década de sessenta, sendo os mais importantes do ponto de vista de dose para a população, o ^3H (trítio), o ^7Be (berílio-7), o ^{14}C (carbono-14) e o ^{22}Na (sódio-22) (UNSCEAR, 1993).

As taxas de produção destes radionuclidos cosmogénicos são razoavelmente constantes, o que frequentemente permite o seu uso como traçadores de processos geoquímicos. No entanto, é de salientar que foram produzidas quantidades consideráveis de ^3H e de ^{14}C nos testes de bombas nucleares, as quais se dispersaram no ambiente adicionando-se aos inventários dos mesmos nuclidos produzidos por reacções cosmogénicas. Por conseguinte, devem ser realizadas correcções que têm que ser feitas em todos os estudos de datação que recorrem a estes traçadores radioactivos naturais. A dose de radiação resultante da radiação cosmogénica é cerca de 15% da dose média efectiva devida a fontes naturais (Carvalho, 2000).

2.1.3.- Os Radionuclidos de Origem Artificial

O grupo dos radionuclidos artificiais inclui os que são produzidos por explosões nucleares e os que são formados por reacção nuclear no combustível irradiado dos reactores. Este grupo pode ser dividido em dois subgrupos, os produtos de fissão e os produtos de activação (Carvalho, 2000).

A reacção nuclear em que se baseia tanto o funcionamento de uma central nuclear de fissão (usando urânio como combustível), como uma explosão nuclear de uma bomba atómica de urânio é a fragmentação em cadeia dos núcleos de átomos de ^{235}U . Esta fragmentação é acompanhada pela libertação de grandes quantidades de energia. Ao fragmentar-se, o núcleo do átomo de ^{235}U origina núcleos de átomos com massa muito inferior, tais como o ^{90}Sr (estrôncio-90), ^{131}I (iodo-131) e o ^{137}Cs (césio-137) (Quadro 3) (Carvalho, 2000).

Os produtos de activação incluem radioisótopos que não são fragmentos dos núcleos de urânio cindidos, mas resultam da captura dos neutrões por núcleos de átomos estáveis. Estes núcleos que capturam neutrões libertados pela cisão do átomo de ^{235}U , podem fazer parte da bainha do combustível nuclear, das tubagens do núcleo e dos fluidos de arrefecimento do núcleo da central nuclear, ou, no caso de um engenho nuclear explosivo, fazem parte do invólucro da bomba ou dos sistemas da sua construção e suporte. Elementos de activação típicos são os radioisótopos do Fe (ferro), Mn (manganês), Co (cobalto) e Zn (zinco), usualmente presentes nas ligas metálicas (Quadro 3). Radioisótopos com número de massa superior ao ^{238}U , tais como o ^{242}Cm (Curium-242), o ^{239}Pu (plutónio-239) e o ^{241}Am (amerício-241), designados por transurânicos e que também não existiam na natureza, foram produzidos artificialmente e estão hoje presentes no combustível nuclear irradiado e no ambiente (Carvalho, 2000).

Quadro 3 – Produtos de fissão e de activação mais comuns.

Radionuclido	Períodos de semi-desintegração ($T_{1/2}$)	Modo de desintegração principal
<i><u>Produtos de Fissão</u></i>		
^{90}Sr	28,7 anos	β^- , β^-
^{131}I	8,02 dias	β , γ
^{137}Cs	30,0 anos	β^- , γ
<i><u>Produtos de Activação</u></i>		
^{60}Co	5,27 anos	β^- , γ
^{134}Cs	2,06 anos	β , γ
^{239}Pu	24 000 anos	α
^{241}Am	433 anos	α , γ

Fonte: Rubens e Cunha, 1997; Carvalho, 2000.

Os testes nucleares, muito frequentes nos anos 50, foram a principal fonte de emissão de radionuclídeos artificiais para o ambiente. O primeiro teste nuclear na atmosfera ocorreu em 1945, após o que se seguiram muitos outros, com particular intensidade entre 1952-1954, 1957-1958 e 1961-1962. A cadência diminuiu significativamente a partir de 1963 com a assinatura do *Tratado de Abolição dos Testes Nucleares*, que interditava a

realização de testes subaquáticos e na atmosfera. Aumentaram, no entanto, os testes no subsolo, não contemplados naquela Tratado (UNSCEAR, 1993).

A fracção de gases e partículas emitidas durante um ensaio nuclear depende fortemente do cenário em que o mesmo ocorre e do tipo de teste. As maiores emissões de radionuclídeos resultam de testes efectuados na atmosfera, em que se libertam 90 a 100% das partículas e a totalidade dos gases. Tratando-se de ensaios à superfície do solo, a fracção de material particulado que permanece em suspensão na atmosfera um dia após a explosão é consideravelmente menor. No caso de explosões subaquáticas ou ensaios nucleares no subsolo a contenção das partículas é quase total, podendo, no entanto, ser emitida uma considerável fracção de gases (CTBTO, 2001).

Este grupo de radionuclídeos inclui várias centenas, mas apenas um pequeno número contribui significativamente para a exposição da população a doses de radiação. Os radionuclídeos mais importantes para a dose foram, principalmente, o ^{131}I , ^{90}Sr , o ^{137}Cs , o $^{239+240}\text{Pu}$, embora por vezes se detectassem também o $^{95}\text{Zr-Nb}$ (Zircónio-Nióbio-95) e o ^{60}Co (Carvalho, 2000).

É importante salientar que a exposição da população a radiações ionizantes é ainda devida à libertação de radionuclídeos de certas matérias primas durante a sua transformação por processos tecnológicos, como por exemplo, a exposição à radioactividade natural libertada pela queima do carvão, a exposição devido à exploração de rochas fosfatadas e a exposição devido à exploração de energia geotérmica. A estas fontes de exposição pode somar-se a exposição devida ao uso de produtos ou instrumentos contendo fontes radioactivas (detectores de fumo, pára-raios, certas cerâmicas e dispositivos electrónicos) (Carvalho, 2000).

2.2. - Os Radionuclídeos nos Oceanos

2.2.1. - Vias de Transferência Aquáticas

Os radionuclídeos podem chegar aos sistemas aquáticos por via directa ou indirecta. A via directa inclui a deposição atmosférica e as descargas líquidas no meio aquático (Figura 3). As formas de contaminação indirecta são a poluição difusa (escorrências devido a erosão das margens) e as transferências entre a fase particulada (sedimentos) e a fase aquosa. A distribuição entre a fase particulada e a fase aquosa é um importante parâmetro no que se refere ao comportamento de determinado radionuclídeo, sendo

geralmente representado pelo coeficiente de distribuição (k_d) que traduz a razão entre a concentração (em Bq kg^{-1}) de um determinado radionuclido na fase sólida e a sua concentração (em Bq L^{-1}) na fase aquosa (AIEA, 1982).

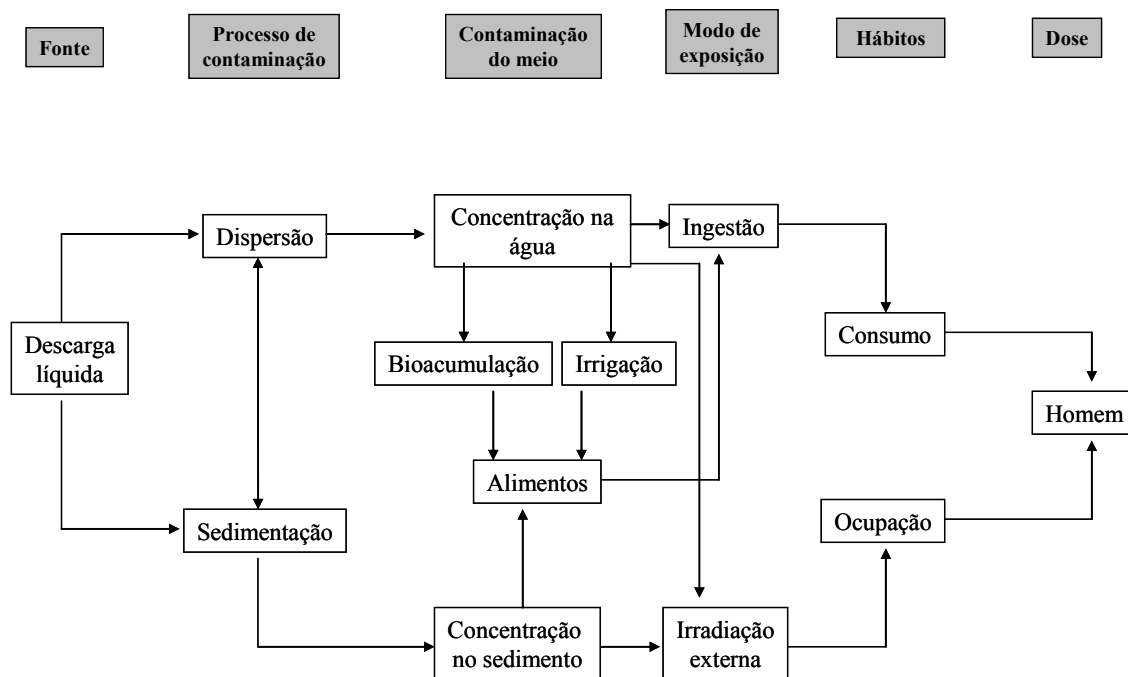


Figura 3 – Esquema de transferência de radionuclídeos em ecossistemas aquáticos.

Fonte: AIEA, 1982

As características químicas da água têm grande influência no comportamento dos radionuclídeos em meio aquático, bem como nos seus coeficientes de distribuição. As espécies químicas em solução dependem fortemente da composição iônica da água, da presença de ligandos orgânicos, do potencial redox e do pH. No que se refere aos sedimentos, o seu potencial para adsorver radionuclídeos varia consoante a sua granulometria e composição. Devido ao aumento da área superficial por unidade de massa, com a diminuição da dimensão das partículas, o sedimento fino, apresenta um maior potencial de adsorção. A granulometria do sedimento também é determinante para a mobilidade dos radionuclídeos a ele associados (AIEA, 1982).

As principais características do comportamento de radionuclídeos em sistemas aquáticos estão relacionadas com a sua redistribuição, através do transporte na fase sólida e aquosa, as interações químicas entre ambas as fases e a influência dos ciclos biológicos. O transporte tem como consequência a diluição, fraccionamento e mistura

dos radionuclídeos, afectando o seu tempo de residência no meio aquático. A acumulação de partículas em determinados locais (sedimentação) pode induzir alterações químicas e físicas pós deposicionais, afectando a distribuição dos radionuclídeos. O sedimento pode ser transportado em suspensão, com velocidades comparáveis às da água, ou em contacto com o fundo, com velocidades inferiores. O tempo de residência do sedimento depositado pode apresentar grandes variações. Para depósitos com curto tempo de residência, a remobilização do sedimento promove a reintrodução dos radionuclídeos na coluna de água. A transferência de radionuclídeos para o biota ocorre por acção de diversos mecanismos, envolvendo quer a fase aquosa quer a particulada. A concentração dos radionuclídeos pelos produtores primários, por exemplo o fitoplâncton, ocorre fundamentalmente por adsorção superficial directamente da solução e a incorporação de partículas através de processos metabólicos. No caso das macroalgas pode ocorrer a contaminação superficial pela fase particulada. Já para organismos vertebrados e invertebrados, o principal mecanismo de transferência é a ingestão. A transferência de radionuclídeos para o biota pode ser representada através de factores de concentração, ou seja, através da razão entre a concentração de actividade no organismo em causa e a concentração de actividade na água (AIEA, 1982).

2.2.2. - O ^{210}Pb e o ^{210}Po nos Ecossistemas Marinhos

O ^{210}Po ocorre naturalmente ($T_{1/2} = 138,4$ dias) no oceano pelo decaimento radioactivo do ^{226}Ra em ^{210}Pb ($T_{1/2} = 22,3$ anos) e em ^{210}Bi ($T_{1/2} = 5$ dias) em consequência de uma contínua emissão de radão, ^{222}Rn , ($T_{1/2} = 3,8$ dias) da superfície terrestre para a atmosfera e posterior decaimento para os oceanos (Figura 4).

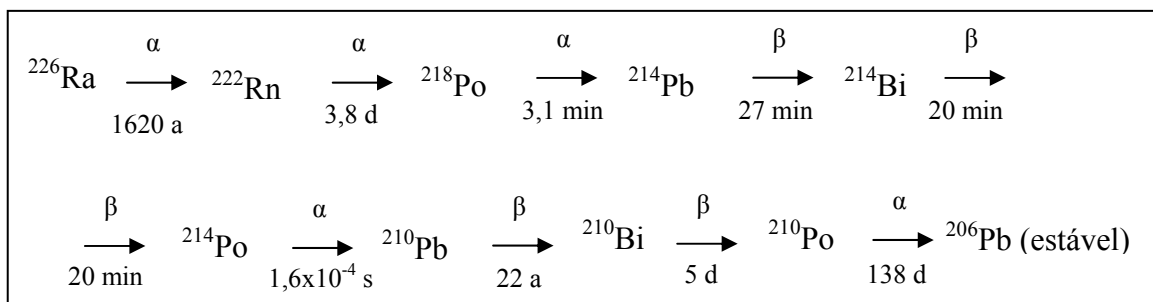


Figura 4 - Produtos do decaimento do ^{226}Ra e os seus tempos de semi-vida.

(Adaptado de: Cherry e Shannon, 1974).

A concentração do ^{210}Po nos organismos marinhos é mais elevada do que a concentração dos outros radionuclídeos alfa de origem natural (Carvalho, 1988).

Sendo a superfície terrestre ocupada largamente por um ecossistema aquoso, torna-se praticamente impossível prever de que forma se estabelece o equilíbrio físico-químico dos radionuclídeos no oceano. Características importantes verificam-se na própria água, a qual contém matéria orgânica dissolvida e coloidal, bactérias, hidrobiontes e matéria em suspensão com diferentes propriedades e origens. Na água, o polónio é influenciado tanto pelas suas propriedades (solubilidade, hidrólise, etc), como pelos processos de adsorção na matéria em suspensão e a formação de complexos com ligandos orgânicos. A composição da matéria em suspensão e a matéria orgânica varia de acordo com o local e a profundidade. Por conseguinte, a taxa de acumulação do ^{210}Po varia largamente nos organismos marinhos apesar da distribuição do radionuclídeo ser relativamente uniforme no oceano (Parfenov, 1974).

2.2.2.1. - Plâncton

Um dos constituintes da matéria em suspensão no oceano engloba os organismos vivos que constantemente removem elementos químicos da água do mar e os introduzem na cadeia trófica. A radioactividade é obtida pelos organismos vivos, fitoplâncton e zooplâncton, através da adsorção (fixação na superfície externa) ou absorção ingestão (incorporação no organismo ou ingestão). A concentração de ^{210}Po no plâncton contribui para a sua entrada nas cadeias tróficas. O plâncton possui a capacidade de acumular os radionuclídeos muito rapidamente, em poucas horas a vários dias, e retê-los durante longos períodos ocasionando uma concentração selectiva de determinados radionuclídeos no oceano. Em consequência da rápida multiplicação das células do plâncton o ^{210}Po permanece no ciclo biológico e é transferido para organismos superiores, representando um via efectiva de transmissão ao homem. Assim, o plâncton é no meio aquático um importante elo de ligação entre a fase solúvel e as cadeias tróficas, permitindo a transferência dos radionuclídeos através dos peixes e outros produtos da pesca ao homem (Parfenov, 1974).

A proporção $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ no plâncton oceânico excede a unidade. No caso do fitoplâncton, esta proporção é três e no zooplâncton é ainda superior (Shannon *et al.*, 1970), evidenciando que há uma preferencial acumulação do ^{210}Po em comparação com

o ^{210}Pb . A proporção $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ aumenta na seguinte sequência: precipitação atmosférica – água do mar – fitoplâncton – zooplâncton. Beasley e Palmer (1966) consideram que as diferentes proporções se devem à alteração da forma química dos radionuclídeos quando se transferem para o meio marinho e à diferente semi-vida que apresentam.

2.2.2.2. - O Fitoplâncton e o Zooplâncton

O crescimento do fitoplâncton no mar é controlado fundamentalmente pela abundância relativa de nutrientes e pela intensidade luminosa (Bannister, 1979).

Fiuza *et al.* (1982) num estudo efectuado ao largo de Peniche demonstraram que no Inverno, entre os meses de Novembro e Fevereiro se registou um crescimento mínimo de fitoplâncton, sendo lícito supor que este se encontre limitado pela luz e/ou temperatura nesta altura do ano. No mês de Fevereiro observou-se o início do “bloom” da Primavera. O aumento do crescimento, ocorrido nesta estação do ano, não permaneceu durante muito tempo numa fase estacionária devido ao esgotamento dos nutrientes e ao aumento de “grazing” por parte dos organismos zooplancónicos, tendo-se assistido deste modo a um decréscimo das concentrações fitoplancónicas nos princípios de Maio (Fiuza *et al.*, 1982). Observou-se então uma evolução sazonal do fitoplâncton aproximada à que ocorre nos mares das zonas temperadas, sendo de referir que as alterações sazonais na estrutura físico-química vertical da coluna de água são de grande importância no ciclo anual de crescimento (Sverdrup, 1953; Bougis, 1974).

Relativamente ao zooplâncton, existiu um aumento de densidade nos meses da Primavera, na sequência do “bloom” de fitoplâncton ocorrido em Fevereiro, assim como um aumento de densidade no mês de Setembro (Fiuza *et al.*, 1982).

2.2.2.3. - Organismos Superiores e Peixes

Comparativamente aos animais e plantas terrestres a acumulação de ^{210}Po nos peixes é consideravelmente superior (Parfenov, 1974).

Os organismos superiores possuidores de vários órgãos concentram os diferentes radionuclídeos em vários níveis devido à existência de sistemas complexos de interrelações biológicas e físico-químicas. O mecanismo de concentração do ^{210}Po da

água do mar para os organismos marinhos é efectivo, existindo um evidente aumento ao longo da cadeia alimentar do fitoplâncton ao zooplâncton e mantendo-se praticamente constante até ao peixe (Cherry e Shannon, 1974).

Apesar de ter sido demonstrado experimentalmente que o ^{210}Po absorvido pelos organismos marinhos provém quase exclusivamente da alimentação e de o plâncton ser a base da dieta de numerosos peixes, os níveis de acumulação do ^{210}Po no seu tecido muscular são inferiores aos verificados no plâncton (Parfenov, 1974; Carvalho, 1995).

2.2.3 - Os Radionuclidos Artificiais

Os radionuclidos artificiais podem ocorrer no oceano de várias formas, estando associados com o “fallout” global das armas nucleares e a utilização do mar como um depósito de resíduos radioactivos, de forma voluntária ou accidental (Cherry e Shannon, 1974).

O fenómeno de “fallout” ocorre quando numa explosão nuclear, todo o material é vaporizado devido ao intenso calor produzido. No arrefecimento, os principais óxidos condensam-se e associam-se às partículas constituídas de sulfato e persulfato de amónio. Estas partículas sólidas, com uma actividade praticamente proporcional ao seu volume e alcançando um diâmetro de 0,1 a 1 μm , constituem as partículas radioactivas do “fallout”. Estas partículas alcançam a troposfera e a estratosfera, e através da circulação atmosférica são distribuídas em redor do globo terrestre sendo de seguida gradualmente depositadas na superfície (Roser *et al.*, 1962; Ozmidov, 1986).

Como anteriormente foi referido, a libertação ou imersão de material radioactivo no mar é outra via de contaminação radioactiva dos oceanos. Actualmente, existem cerca de 500 reactores em submarinos nucleares e mais de 10 navios militares com material nuclear em actividade e a navegar no oceano mundial. Logo, existe a possibilidade de se repetirem cenários de descargas accidentais de materiais nucleares para o mar. Os acidentes que têm ocorrido foram precedidos por décadas de descargas de efluentes líquidos radioactivos das centrais nucleares para as zonas costeiras da Europa e de depósito de contentores com resíduos radioactivos no Atlântico Norte. Como exemplos temos os casos das Centrais de Reprocessamento do Combustível Nuclear de Sellafield (Reino Unido) e La Hague (França) que descarregaram quantidades significativas de

material radioactivo para a costa marinha no Mar da Irlanda e no Canal da Mancha, respectivamente (Carvalho, 2004).

Vários países Europeus e Norte Americanos com programas nucleares, também procederam a descargas radioactivas através do seu depósito em contentores no Atlântico Norte. A prática da deposição destes resíduos radioactivos foi suspensa em 1982 e, posteriormente proibida após a revisão da Convenção de Londres. Porém, durante quatro décadas muitos países com indústria nuclear depositaram resíduos radioactivos de baixa e média radioactividade no Atlântico Norte, tendo sido estimada a deposição total de cerca de 45 264 Tera Bq de radioactividade. Estes resíduos radioactivos contêm ^{226}Ra , ^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs e ^{239}Pu , para além de outros radionuclidos. O Reino Unido contribuiu com cerca de 80% do total de radioactividade depositada, utilizando um elevado número de zonas de imersão no Atlântico Nordeste (Figura 5) (Carvalho, 2004).

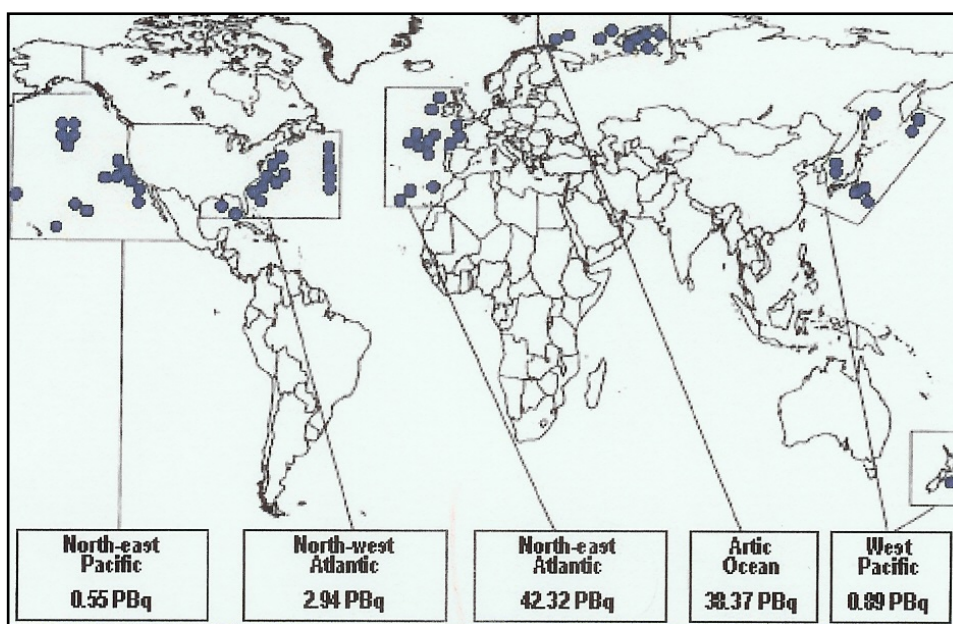


Figura 5 – Oceanos e locais de deposição de resíduos radioactivos com o inventário da radioactividade artificial imersa (em Peta Bq = 10^{15} Bq). North-east Pacific: Pacífico Nordeste; North-west Atlantic: Atlântico Noroeste; North-east Atlantic: Atlântico Nordeste; Ocean Arctic: Oceano Ártico; Pacific West: Pacífico Oeste.

Fonte: Carvalho *et al.*, 2004

Os radionuclídeos lançados no meio marinho podem ser dispersos, diluídos, redistribuídos e finalmente acumulados em compartimentos específicos do ecossistema. Os processos de dispersão, de acumulação e de transporte dos radionuclídeos no ambiente marinho são influenciados por factores físicos, químicos e biológicos. De entre estes factores o mais complexo é o factor biológico, por abranger a flora, a fauna local e migratória, bem como o próprio homem. A interacção do radionuclídeo com partículas na água e nos sedimentos poderá modificar o seu comportamento, o seu transporte e o seu destino no ambiente (Figueira e Cunha, 1998). O ^{137}Cs , encontra-se presente na coluna de água como um ião simples, sofrendo uma acção de dispersão devido à diluição na água do mar, podendo também ocorrer reacções de troca com sólidos em suspensão, especialmente argilas. Este radionuclídeo pode ser incorporado no tecido muscular de vários organismos marinhos, os quais podem ser consumidos pelo homem (Edgington, 1984).

2.3. Exposição humana aos radionuclídeos, nomeadamente através do consumo dos produtos da pesca

Actualmente, sabe-se que os radionuclídeos libertados no mar são concentrados pelos organismos marinhos podendo ser transferidos através da cadeia alimentar ao Homem e causando a exposição à radiação ionizante, com potenciais efeitos para a saúde, em particular os efeitos genéticos e *in utero*. Assim, a determinação da radioactividade em amostras ambientais é uma tarefa indispensável para a protecção da saúde da população. Esta tarefa é especialmente importante em situações de emergência nuclear, que podem causar uma extensa contaminação radioactiva do ambiente, tal como aconteceu com o acidente na central nuclear de Chernobyl em 1986. Um acidente nuclear deste tipo requer de imediato, e durante um certo tempo, o controlo da radioactividade no ar, na água, nos alimentos, na precipitação atmosférica e nos solos, a fim de se poder avaliar a contaminação radioactiva e assegurar a protecção radiológica da população (Carvalho, 2000). Durante o período dos testes nucleares o ^{137}Cs foi o mais importante componente da dose anual por ingestão devido à transferência mais rápida para a cadeia alimentar (Reis, 2007).

No entanto, não são apenas os acidentes em centrais nucleares, potencialmente graves e sempre muito mediáticos, que originam a exposição da população às radiações ionizantes e que justificam o controlo radiológico ambiental. Mesmo na ausência de acidentes nucleares, um controlo semelhante é efectuado periodicamente, pois, para além das centrais nucleares, existem outras fontes de radionuclidos e de radiações ionizantes (Quadro 4). É o caso das fontes radioactivas naturais, das aplicações médicas e industriais de radioisótopos e de radiações, da extracção de urânio, do transporte de materiais nucleares e das explosões nucleares efectuadas para testar armamento atómico (Carvalho, 2000).

De acordo com o Anexo III da Directiva 96/29/Euratom do Conselho, de 13 de Maio de 1996, que fixa “as normas de segurança de base relativas à protecção sanitária da população e dos trabalhadores contra os perigos resultantes das radiações ionizantes”, em geral a dose efectiva E recebida, por um indivíduo no grupo etário g , será determinada de acordo com a seguinte fórmula:

$$E = E_{\text{externa}} + \sum_j h(g)_{j,\text{ing}} J_{j,\text{ing}} + \sum_j h(g)_{j,\text{inh}} J_{j,\text{inh}}$$

em que :

E_{externa} = dose efectiva relevante a partir da exposição externa

$h(g)_{j,\text{ing}} J_{j,\text{ing}}$ = dose efectiva comprometida por unidade - incorporação para radionuclidos ingeridos
 j (Sv Bq⁻¹)

$h(g)_{j,\text{inh}} J_{j,\text{inh}}$ = dose efectiva comprometida por unidade - incorporação para radionuclidos inalados
 j (Sv Bq⁻¹)

g = grupo etário

$J_{j,\text{ing}}$ = incorporações relevantes por ingestão do radionuclido j (Bq)

$J_{j,\text{inh}}$ = incorporações relevantes por inalação do radionuclido j (Bq)

Quadro 4 - Exposição média individual a várias fontes de radiação natural e artificial.

Fonte de Radiação	Média de dose efectiva (mSv/a)	Intervalo de variação (mSv/a)
NATURAL		
<u>Radiação Cósmica</u>		
Fotões	0,28	-
Neutrões	0,1	-
Radionuclídeos cosmogénicos	0,01	-
Total	0,39	0,3-1 ^{a)}
<u>Radiação Externa Terrestre</u>		
Exterior	0,07	-
Interior	0,41	-
Total	0,48	0,3-0,6 ^{b)}
<u>Inalação</u>		
Séries do Urânio e do Tório	0,006	-
Radão	1,15	-
Torão	0,1	-
Total	1,26	0,2-10 ^{c)}
<u>Ingestão</u>		
⁴⁰ K	0,17	-
Séries do Urânio e do Tório	0,12	-
Total	0,29	0,2-0,8 ^{d)}
<u>Total</u>	2,4	1-10
ARTIFICIAL		
Uso médico das radiações	0,4-1	-
Explosões nucleares	0,01	-
Produção de energia nuclear	0,002	-
<u>Total</u>	0,412-1,012	-

a) Variação desde o nível do mar até à maior altitude; b) Variação da radioactividade dos solos e dos materiais de construção; c) Variação em função da acumulação de radão no interior; d) Variação em função do conteúdo em radionuclídeos dos alimentos e água.

Fonte: Carvalho, 2000; UNSCEAR, 2000

Os radionuclídeos de origem natural da série do urânio, tais como o ²¹⁰Pb, ²¹⁰Bi e o ²¹⁰Po, contribuem de forma considerável para a dose de radiação recebida e acumulada pelo homem (UNSCEAR, 1982, 1993). A dose interna de radiação obtida por estes radionuclídeos é semelhante à dose obtida pelo ⁴⁰K, cuja concentração nos tecidos é homeostaticamente controlada. Mas, ao contrário do ⁴⁰K, o ²¹⁰Pb e o ²¹⁰Po encontra-se em concentrações variáveis nos tecidos humanos (Carvalho, 1995). O ²¹⁰Po é considerado o radionuclídeo que mais contribui para a dose de radiação de origem

natural no homem (Mayneord *et al.*, 1959; Hill, 1965; Pentreath *et al.*, 1989 e McDonald *et al.*, 1991).

Sendo a alimentação a principal fonte de ^{210}Pb e de ^{210}Po no corpo humano (Jaworoswki, 1969; Parfenov, 1974; Holtzman, 1978; UNSCEAR, 1977, 1982) espera-se que as populações com elevados padrões de consumo de produtos da pesca possuam concentrações mais elevadas de ^{210}Po (UNSCEAR, 1982, 1993; Parfenov, 1974).

Morgan *et al.*, (1964) inclui o ^{210}Po no grupo dos radioisótopos de mais elevada toxicidade. Cherry e Shannon (1974) descrevem a radiação alfa como a mais lesiva biologicamente, 10 a 20 vezes mais em comparação com as radiações beta e gama.

O ^{210}Po por ser emissor alfa representa um risco biológico consideravelmente superior ao do ^{210}Pb , emissor beta. Logo, em concentrações iguais (actividade específica), as consequências resultantes da desintegração do ^{210}Po são maiores do que as resultantes do decaimento do ^{210}Pb (Parfenov, 1974).

CAPÍTULO 3 – ESPÉCIES DE PESCADO E RADIONUCLÍDOS PESQUISADOS

3.1. – Selecção e Caracterização das Espécies Pesquisadas

As espécies utilizadas na investigação experimental para esta tese foram seleccionadas por se tratar de espécies abundantes nas descargas na lota de Peniche, e por serem representativas do pescado consumido em Portugal.

Assim, as espécies seleccionadas foram a sardinha (*Sardina pilchardus*), o carapau (*Trachurus trachurus*), a faneca (*Trisopterus luscus*), a sarda (*Scomber scombrus*) e a pata-roxa (*Scyliorhinus canicula*).

A sardinha e o carapau (Teleósteos) são as espécies descarregadas em maiores quantidades nos portos nacionais e são as que apresentam um elevado padrão de consumo no nosso país.

A faneca é, tal como os anteriores, um peixe ósseo que é consumido tradicionalmente em Portugal, apesar de a pesca não lhe ser dirigida especificamente, estando associada à captura de outras espécies. Pertencendo à família do bacalhau e da abrótea, a família Gadidae, torna-se possível estabelecer alguns padrões de semelhança na biologia e dieta com estas espécies.

A pata-roxa é um peixe cartilágneo, pertencente à classe Elasmobranchii (Compagno, 1984), que inclui o grupo dos tubarões e raias, os quais possuem um metabolismo e biologia diferentes dos peixes ósseos.

A sarda é uma espécie pertencente à mesma família que a cavala e os atuns, família Scombridae. Tradicionalmente a cavala é descarregada em maiores quantidades do que a sarda mas, devido às características organolépticas a sarda destina-se essencialmente ao consumo humano enquanto que a cavala é utilizada com frequência como isco na pesca.

Apresenta-se, seguidamente, a descrição da biologia e hábitos de cada uma destas espécies.

3.1.1 – Carapau (*Trachurus trachurus*)

O carapau é um peixe que se encontra presente em vários mares, principalmente no Oceano Atlântico. O carapau tornou-se na Europa uma espécie comercial de relevante importância nas décadas de 80 e de 90, sendo actualmente uma das 3 espécies pelágicas mais importantes na indústria europeia de pescado (Abaunza *et al*, 2003). Possui um corpo fusiforme, alongado e pouco comprimido podendo atingir um comprimento máximo de 45 cm, mas em regra tem entre 10 e 30 cm (Bernardo e Martins, 1997).

Distribuição Geográfica

O carapau distribui-se pelo Atlântico Nordeste, da Islândia à Ilha de Cabo Verde, Mar Mediterrâneo e Mar Marmara e raramente no Mar Negro (UNESCO, 1986). Também o podemos encontrar no Atlântico Oeste, Índico e Pacífico Oeste (Smith-Vaniz, 1986) (Figura 6).



Figura 6 - Distribuição Geográfica do Carapau (*Trachurus trachurus*).

Adaptado de: An Illustrated Dictionary of Fish and Shellfish.

Zonas de Pesca: 1 - Atlântico Noroeste (FAO 21); 2 - Atlântico Nordeste (FAO 27); 3 - Mar Báltico (FAO 27); 4 - Atlântico Centro-Oeste (FAO 31); 5 - Atlântico Centro-Este (FAO 34); 6 - Atlântico Sudoeste (FAO 41); 7 - Atlântico Sudeste (FAO 47); 8 - Mar Mediterrâneo (FAO 37); 9 - Mar Negro (FAO 37); 10 - Oceano Índico (FAO 51, 57); 11 - Oceano Pacífico (FAO 61, 67, 71, 77, 81, 87); 12 - Antártico (FAO 48, 58, 88).

Habitat e Biologia

É um peixe pelágico e encontra-se usualmente entre os 100 e os 200 m de profundidade, podendo ir até aos 500 m, formando grandes cardumes em áreas costeiras com fundos arenosos (UNESCO, 1986; Smith-Vaniz, 1986).

Dieta

A dieta do carapau compõe-se essencialmente de copépodes, decápodes, larvas e ovos de peixe, pequenos peixes e cefalópodes (Cabral e Murta, 2002; UNESCO, 1986; Smith-Vaniz, 1986).

As alterações sazonais que ocorrem na sua dieta correspondem a uma maior diversidade de alimento disponível no Inverno em comparação com outras épocas do ano, mantendo-se o Krill (*Euphausia superba*) como o principal alimento durante todo o ano. O carapau nas zonas costeiras alimenta-se de zooplâncton (larvas de copépodes e de decápodes), aumentando a incorporação de outros peixes na sua dieta com o seu crescimento. Com o aumento de tamanho o carapau desloca-se para águas mais profundas, ficando alterada a disponibilidade e o tipo de alimento e provocando uma variação na sua dieta (Cabral e Murta, 2002).

Reprodução

A desova ocorre geralmente durante o Verão (UNESCO, 1986).

3.1.2 – Faneca (*Trisopterus luscus*)

A faneca é um peixe com grande tradição na gastronomia portuguesa. Distingue-se facilmente pela forma do corpo e pigmentação. A pele é muito fina, quase transparente, pigmentada de creme no dorso e branca-nacarada no ventre. O comprimento médio oscila entre 20 e 30 cm, não excedendo, em regra, os 500 g (Bernardo e Martins, 1997).

Distribuição Geográfica

A faneca encontra-se em maior abundância no Atlântico Este: Mar do Norte, Ilhas Britânicas e Skagerrak até à costa africana. Igualmente presente no Mediterrâneo Ocidental (Cohen *et al*, 1990; UNESCO, 1986) (Figura 7).



Figura 7 - Distribuição Geográfica da Faneca (*Trisopterus luscus*).

Adaptado de: An Illustrated Dictionary of Fish and Shellfish.

Zonas de Pesca: 1 - Atlântico Noroeste (FAO 21); 2 - Atlântico Nordeste (FAO 27); 3 - Mar Báltico (FAO 27); 4 - Atlântico Centro-Oeste (FAO 31); 5 - Atlântico Centro-Este (FAO 34); 6 - Atlântico Sudoeste (FAO 41); 7 - Atlântico Sudeste (FAO 47); 8 - Mar Mediterrâneo (FAO 37); 9 - Mar Negro (FAO 37); 10 - Oceano Índico (FAO 51, 57); 11 - Oceano Pacífico (FAO 61, 67, 71, 77, 81, 87); 12 - Antártico (FAO 48, 58, 88).

Habitat e Biologia

A faneca é uma espécie gregária e bentopelágica. Os indivíduos adultos distribuem-se ao longo da costa a uma profundidade entre os 30 e os 100 m e, por vezes, em zonas consideravelmente mais profundas. Os juvenis predominam nas zonas mais costeiras, enquanto os indivíduos imaturos vivem em zonas arenosas e em grandes cardumes (Cohen *et al*, 1990; UNESCO, 1986).

Dieta

Alimenta-se de crustáceos bênticos, mas igualmente de pequenos peixes, moluscos e poliquetas (Cohen *et al*, 1990; UNESCO, 1986).

Reprodução

A desova desta espécie ocorre principalmente nos meses de Março e Abril, a profundidade de 50-70 m e junto à costa, alcançando a maturação no final do primeiro ano (Cohen *et al*, 1990; UNESCO, 1986).

3.1.3 – Sarda (*Scomber scombrus*)

A sarda é uma espécie caracterizada por possuir um corpo fusiforme, alongado, muito hidrodinâmico, coberto de escamas muito finas e pouco perceptíveis. Exibe um pedúnculo caudal alongado com 6 ou 7 pínulas entre as barbatanas ímpares (dorsal-anal e caudal). No estado adulto mede entre 20 e 40 cm e pesa entre 500 g e 1 kg (Bernardo e Martins, 1997).

Distribuição Geográfica

Espécie do Atlântico Este: desde a Noruega aos Açores e Marrocos, o Mar Mediterrâneo e o Mar Negro. Também está presente na zona oeste do Mar Báltico (Collete e Nauen, 1983; UNESCO, 1986) (Figura 8).

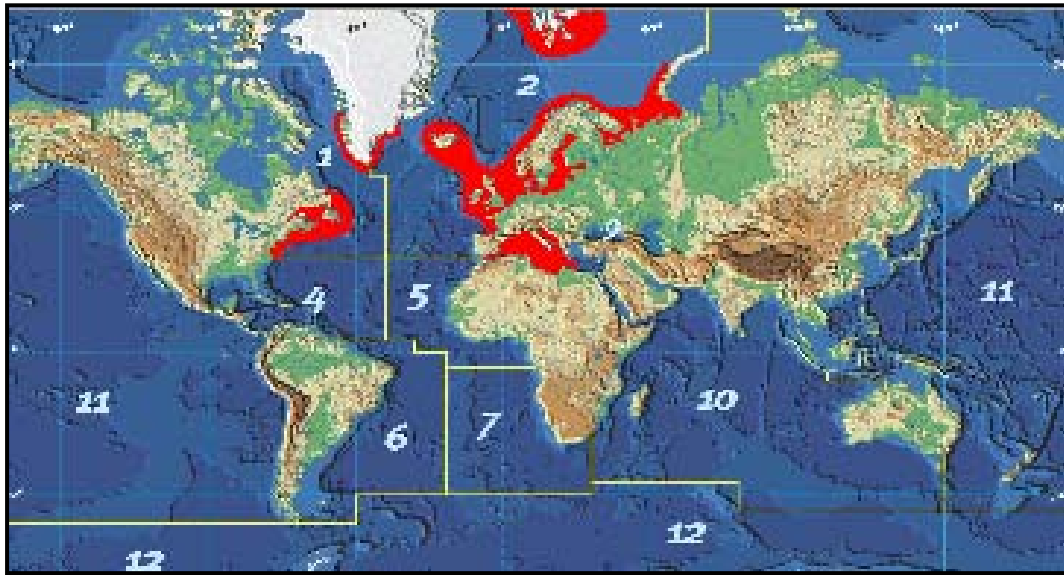


Figura 8 - Distribuição Geográfica da Sardinha (*Scomber scombrus*).

Adaptado de: An Illustrated Dictionary of Fish and Shellfish.

Zonas de Pesca: 1 - Atlântico Noroeste (FAO 21); 2 - Atlântico Nordeste (FAO 27); 3 - Mar Báltico (FAO 27); 4 - Atlântico Centro-Oeste (FAO 31); 5 - Atlântico Centro-Este (FAO 34); 6 - Atlântico Sudoeste (FAO 41); 7 - Atlântico Sudeste (FAO 47); 8 - Mar Mediterrâneo (FAO 37); 9 - Mar Negro (FAO 37); 10 - Oceano Índico (FAO 51, 57); 11 - Oceano Pacífico (FAO 61, 67, 71, 77, 81, 87); 12 - Antártico (FAO 48, 58, 88).

Habitat e Biologia

Espécie pelágica que forma grandes cardumes junto à superfície, sendo abundante em águas frias e temperadas. Situa-se em águas mais profundas no Inverno mas desloca-se para mais perto da zona costeira na Primavera onde a temperatura da água varia entre os 11 e os 14°C (Collete e Nauen, 1983; FAO, 1981).

Dieta

A sardinha é uma importante espécie predadora (Cabral e Murta, 2002). Os adultos alimentam-se de vastas quantidades de crustáceos pelágicos, principalmente copépodes e eupasiáceos, mas também de larvas de caranguejo, amphipodes, pequenos clupeídeos e cefalópodes (UNESCO, 1986; Gordo, 1979).

Existe sazonalidade na dieta desta espécie, predominando o zooplâncton no Verão e peixes e decápodes no Outono (Cabral e Murta, 2002).

Reprodução

Na Primavera e no início do Verão ocorre a desova, que esta espécie efectua junto à superfície da água na Plataforma Continental. Os ovos e as larvas são planctónicos (UNESCO, 1986).

3.1.4 – Pata-Roxa (*Scyliorhinus canicula*)

A pata-roxa é um peixe cartilágneo. Esta espécie caracteriza-se principalmente pelo corpo alongado e pela pele de cor amarelo-torrado coberta de pequenas manchas escuras atingindo, na costa portuguesa, 60-70 cm de comprimento total e cerca de 1 kg de peso (Machado, 1996; Bernardo e Martins, 1997).

Distribuição Geográfica

A pata-roxa aparece predominantemente nas costas do Oceano Atlântico, desde o Norte da Europa (Shetlands) ao Continente Africano (Senegal). Todavia, também habita os Mares Mediterrâneo e Adriático (UNESCO, 1984; Machado, 1996) (Figura 9).



Figura 9 - Distribuição Geográfica da Pata-Roxa (*Scyliorhinus canicula*).

Adaptado de: An Illustrated Dictionary of Fish and Shellfish.

Zonas de Pesca: 1 - Atlântico Noroeste (FAO 21); 2 - Atlântico Nordeste (FAO 27); 3 - Mar Báltico (FAO 27); 4 - Atlântico Centro-Oeste (FAO 31); 5 - Atlântico Centro-Este (FAO 34); 6 - Atlântico Sudoeste (FAO 41); 7 - Atlântico Sudeste (FAO 47); 8 - Mar Mediterrâneo (FAO 37); 9 - Mar Negro (FAO 37); 10 - Oceano Índico (FAO 51, 57); 11 - Oceano Pacífico (FAO 61, 67, 71, 77, 81, 87); 12 - Antártico (FAO 48, 58, 88).

Habitat e Biologia

É um peixe bêntico que vive em fundos de areia ou de lodo (Machado, 1996). Ocorre a baixas profundidades podendo ir até aos 110 m em águas Britânicas e aos 400 m no Mediterrâneo, sendo esta última semelhante à observada na costa portuguesa. A pata-roxa depende dos fundos oceânicos para a sua alimentação e reprodução mas, também se pode encontrar, ocasionalmente, na coluna de água (UNESCO, 1984).

Dieta

Possui uma dieta muito diversificada que inclui uma vasta gama de invertebrados bênticos ou demersais – essencialmente crustáceos, poliquetas e moluscos. Além destes organismos, também se alimenta de peixes teleósteos que nadem nas suas redondezas e sejam abundantes no local (Machado, 1996; UNESCO, 1984; Compagno, 1984).

Reprodução

A identificação do sexo é bastante precisa e fácil (por observação macroscópica) nos elasmobrânquios. É uma espécie ovípara (UNESCO, 1984) e a sua reprodução é cíclica e o período de postura é invulgarmente longo atingindo o pico durante o Inverno (Machado, 1996).

3.1.5 – Sardinha (*Sardina pilchardus*)

A sardinha é um teleósteo em forma de charuto, com perfil dorsal recto, que não excede 25 cm; tem o dorso verde/azeitona-azulado e é prateada nos flancos e no ventre. A pele e as escamas são finas e destacam-se com muita facilidade (Bernardo e Martins, 1997).

Distribuição Geográfica

A sardinha possui uma ampla área de distribuição que se estende desde o sul de Marrocos/Mauritânia até ao Canal da Mancha/Mar da Irlanda e desde os Açores até ao Mediterrâneo Oriental/Mar Negro (Stratoudakis e Silva, 2001; Parrish *et al.*, 1989) (Figura 10).



Figura 10 - Distribuição Geográfica da Sardinha (*Sardina pilchardus*).

Adaptado de: An Illustrated Dictionary of Fish and Shellfish.

Zonas de Pesca: 1 - Atlântico Noroeste (FAO 21); 2 - Atlântico Nordeste (FAO 27); 3 - Mar Báltico (FAO 27); 4 - Atlântico Centro-Oeste (FAO 31); 5 - Atlântico Centro-Este (FAO 34); 6 - Atlântico Sudoeste (FAO 41); 7 - Atlântico Sudeste (FAO 47); 8 - Mar Mediterrâneo (FAO 37); 9 - Mar Negro (FAO 37); 10 - Oceano Índico (FAO 51, 57); 11 - Oceano Pacífico (FAO 61, 67, 71, 77, 81, 87); 12 - Antártico (FAO 48, 58, 88).

Habitat e Biologia

É uma espécie pelágica, litoral e migratória. Forma grandes cardumes e durante o dia encontra-se normalmente a profundidades entre 25 e 55 m, podendo chegar até aos 100 m de profundidade. De noite situa-se entre os 10 e os 35 m (UNESCO, 1984; Whitehead, 1985).

Dieta

Tal como outros pelágicos, a sardinha alimenta-se de plâncton, essencialmente de crustáceos e de outros organismos zooplactónicos maiores (Stratoudakis e Silva, 2001; UNESCO, 1984; Whitehead, 1985).

Reprodução

A sardinha na costa portuguesa tem uma fecundidade elevada, efectuando múltiplas desovas principalmente entre os meses de Outubro e de Março (Stratoudakis e Silva, 2001; Ré *et al.*, 1990; Marques *et al.*, 2003). Na zona ao norte de Peniche, a postura atinge valores elevados no Outono, de Outubro a Dezembro (Afonso, 1991).

As áreas de postura da sardinha estão principalmente restritas às águas costeiras, sobre a plataforma continental, entre os 20 e os 25 m de profundidade (Afonso, 1991; UNESCO, 1984). Aldebert e Tournier (1971), consideraram a temperatura como o factor mais importante no controlo da postura e que a salinidade não teria grande influência desde que as condições de temperatura fossem adequadas.

3.2.- Os Radionuclidos Pesquisados

3.2.1. - Introdução

Aproximadamente metade dos radionuclidos naturais são emissores- α . Do total de radionuclidos que se encontram no ambiente menos de 20% inserem-se na categoria dos radionuclidos produzidos artificialmente (Cherry e Shannon, 1974).

Nas amostras capturadas foram pesquisados vários radionuclidos naturais e artificiais. Os radionuclidos naturais emissores alfa pesquisados foram o ^{210}Po e o precursor ^{210}Pb (emissor beta-gama) e os emissores gama, o ^{40}K , o ^{226}Ra , o ^{228}Ra , o ^{235}U e o ^{241}Am . O grupo dos radionuclidos artificiais analisados foi o ^{134}Cs e o ^{137}Cs e o ^{60}Co .

Tendo sido analisado um vasto conjunto de radionuclidos, apenas serão apresentados os radionuclidos mais relevantes e cujos resultados foram expressivos.

3.2.2. - Radionuclídeos Naturais no Pescado

3.2.2.1. - ^{40}K

O ^{40}K ($T_{1/2}=1,27 \times 10^9$ anos) comporta-se exactamente como os isótopos estáveis do potássio, isto é o ^{39}K (abundância isotópica de $\sim 93\%$) e ^{41}K (abundância isotópica de $\sim 7\%$), embora a sua abundância isotópica seja apenas de 0,01%. Este radioisótopo origina uma dose de radiação não desprezável para o homem. O potássio é um elemento essencial e a sua concentração no organismo é regulada de forma a ser mantida aproximadamente constante dentro de limites muito estreitos (controlo homeostático). Na água do mar, que contém em média $0,426 \text{ g L}^{-1}$ de potássio, a actividade de ^{40}K , $12,8 \text{ Bq L}^{-1}$, representa mais de 90% da radioactividade da água do mar (Carvalho, 2000).

3.2.2.2. - ^{210}Po e ^{210}Pb

A acumulação preferencial do ^{210}Po relativamente ao ^{210}Pb , que se verifica no plâncton, e ao longo da cadeia trófica marinha, ocorre também a nível dos produtos da pesca (Parfenov, 1974; Heyraud e Cherry, 1979; Carvalho, 1988).

Para os organismos marinhos, o ^{210}Po é o radionuclídeo que dá o maior contributo para a dose de radiação de origem natural (Ermolaeva-Makovskaya, 1969; Shalaveyus e Styro, 1972; Ladinskaya *et al*, 1973).

A contribuição significativa do ^{210}Po para a dose absorvida pelos produtos da pesca origina uma enorme variação da dose de radiação interna de tecido para tecido de acordo com a sua capacidade de concentrar o ^{210}Po (Carvalho, 1988).

Foi demonstrado por Cherry e Shannon (1974) e Carvalho (1988) que existe uma acumulação preferencial de ^{210}Po no fígado e gónada relativamente ao tecido muscular do peixe, sendo o fígado o órgão que possui a maior concentração do radionuclídeo. No tecido muscular a dose de radiação do ^{210}Po representa a fracção mais importante da dose total absorvida de radionuclídeos, de 50% a 90%, enquanto que no fígado e na gónada esta contribuição é aproximadamente de metade da dose total no organismo.

Estabelecendo uma avaliação comparativa entre as espécies de pescado com diferentes habitats, os peixes pelágicos que se alimentam de plâncton, como a sardinha, tendem a

acumular mais ^{210}Po do que a maioria dos peixes bênticos e dos predadores de topo da cadeia trófica, como o atum, o espadarte e os tubarões (Carvalho, 1995).

Diferenciando outros grupos de espécies de pescado, os elasmobrânquios, onde se incluem as raias e os tubarões, que vivem a grandes profundidades de 50 a 2500 m concentram menos ^{210}Po do que os peixes ósseos (Carvalho, 1995).

3.2.3. - Radionuclidos Artificiais no Pescado

A presença de ^{137}Cs ($T_{1/2}=30$ anos), no pescado é essencialmente devida à contaminação radioactiva causada pelas partículas (“fallout”) dos testes nucleares efectuados nas décadas de 50 e 60 do século XX. Este radionuclido encontra-se largamente distribuído no planeta e é, por vezes, também detectado em pescado da costa portuguesa, embora em concentrações mais baixas que no pescado dos mares setentrionais da Europa. Uma fonte adicional de cézio (^{137}Cs e ^{134}Cs) para a região Europeia, Mar Mediterrâneo, Mar Negro e Atlântico Nordeste, foi o acidente nuclear de Chernobyl, ocorrido em 1986. A deposição de poeiras radioactivas contendo estes e outros radionuclidos foi seguida em toda a Europa (Carvalho, *et al.*, 2004).

CAPÍTULO 4 - MATERIAL E MÉTODOS

4.1. - Caracterização dos Locais de Captura

Este trabalho foi efectuado com base em amostragem realizadas durante 4 meses, de Janeiro a Abril de 2006. As espécies amostradas foram capturadas no Atlântico Nordeste, ao largo da zona de Peniche, estando a localização das capturas representada na Figura 11 e as respectivas coordenadas indicadas no Quadro 5.

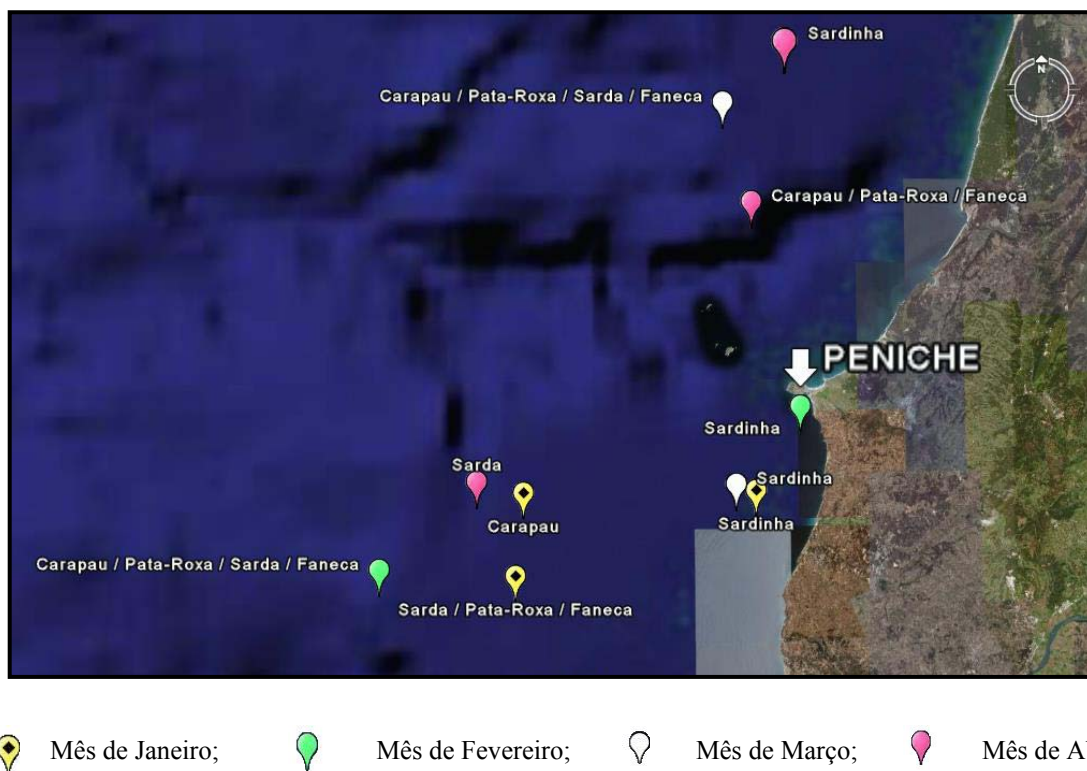


Figura 11 – Mapa com a localização das áreas de captura das várias espécies nos meses de Janeiro a Abril de 2006.

Quadro 5 – Dados relativos às capturas do pescado de Janeiro a Abril de 2006.

Data Captura	Espécie	Arte Pesca	Latitude Longitude	Profundidade (m)
<u>Janeiro</u>				
17	Sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>)	Cerco	39°11'N 09°28'O	57
10	Carapau (<i>Trachurus trachurus</i>)	Arrasto	39°11'N 09°53'O	201
17	Pata-roxa (<i>Scyliorhinus canicula</i>)	Arrasto	39°04'N 09°54'O	165
17	Sarda (<i>Scomber scombrus</i>)	Arrasto	39°04'N 09°54'O	165
17	Faneca (<i>Trisopterus luscus</i>)	Arrasto	39°04'N 09°54'O	165
<u>Fevereiro</u>				
8	Sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>)	Cerco	39°18'N 09°23'O	57
14	Carapau (<i>Trachurus trachurus</i>)	Arrasto	39°04'N 10°08'O	329
14	Pata-roxa (<i>Scyliorhinus canicula</i>)	Arrasto	39°04'N 10°08'O	329
14	Sarda (<i>Scomber scombrus</i>)	Arrasto	39°04'N 10°08'O	329
14	Faneca (<i>Trisopterus luscus</i>)	Arrasto	39°04'N 10°08'O	329
<u>Março</u>				
21	Sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>)	Cerco	39°11'N 09°29'O	73
21	Carapau (<i>Trachurus trachurus</i>)	Arrasto	39°43'N 09°31'O	274
21	Pata-roxa (<i>Scyliorhinus canicula</i>)	Arrasto	39°43'N 09°31'O	274
21	Sarda (<i>Scomber scombrus</i>)	Arrasto	39°43'N 09°31'O	274
21	Faneca (<i>Trisopterus luscus</i>)	Arrasto	39°43'N 09°31'O	274
<u>Abril</u>				
20	Sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>)	Cerco	39°48'N 09°24'O	183
18	Carapau (<i>Trachurus trachurus</i>)	Arrasto	39°35'N 09°28'O	172
18	Pata-roxa (<i>Scyliorhinus canicula</i>)	Arrasto	39°35'N 09°28'O	172
18	Sarda (<i>Scomber scombrus</i>)	Arrasto	39°12'N 09°59'O	475
18	Faneca (<i>Trisopterus luscus</i>)	Arrasto	39°35'N 09°28'O	172

4.2. - Caracterização das Amostras

Mensalmente foram obtidas amostras de cerca de 2 kg de peixe de cada espécie, tendo sido analisados o tecido muscular, o fígado e as gónadas. Na pata-roxa e na sarda foram também analisadas separadamente as gónadas masculinas e femininas.

Como o tamanho e o peso dos indivíduos, no estado adulto, varia de acordo com a espécie, as amostras mensais de cada espécie são compostas por um número variável de indivíduos. Sazonalmente existem também variações, principalmente de peso, entre os indivíduos da mesma espécie, sendo evidentes as diferenças nos pesos e comprimentos médios (Quadro 6). Na globalidade as nossas amostras de pescado incluíram pois um número variável de indivíduos, de 4 a 39, para cada espécie (Quadro 6). De acordo com a recomendação de tamanho da amostra para peixes e moluscos bivalves a usar em programas de monitorização de contaminantes do meio marinho, serão adequadas amostras de 5-10 indivíduos de tamanho semelhante (UNEP, 1990).

Quadro 6 - Caracterização das amostras de pescado de Janeiro a Abril de 2006.

Espécie	N	Comprimento Médio (cm)	Peso Médio (g)	Peso Total (g)
<u>Janeiro</u>				
Sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>)	39	18	51	2000
Carapau (<i>Trachurus trachurus</i>)	14	26	149	2090
Pata-roxa (<i>Scyliorhinus canicula</i>)	5	50	446	2230
Sarda (<i>Scomber scombrus</i>)	6	34	337	2020
Faneca (<i>Trisopterus luscus</i>)	12	24	173	2070
<u>Fevereiro</u>				
Sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>)	38	19	56	2130
Carapau (<i>Trachurus trachurus</i>)	18	25	114	2050
Pata-roxa (<i>Scyliorhinus canicula</i>)	4	48	510	2040
Sarda (<i>Scomber scombrus</i>)	4	40	529	2117
Faneca (<i>Trisopterus luscus</i>)	13	25	166	2162
<u>Março</u>				
Sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>)	31	19	52	1603
Carapau (<i>Trachurus trachurus</i>)	8	32	249	1991
Pata-roxa (<i>Scyliorhinus canicula</i>)	5	43	419	2094
Sarda (<i>Scomber scombrus</i>)	4	41	430	1719
Faneca (<i>Trisopterus luscus</i>)	10	26	171	1713
<u>Abril</u>				
Sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>)	27	20	59	1604
Carapau (<i>Trachurus trachurus</i>)	7	34	268	1876
Pata-roxa (<i>Scyliorhinus canicula</i>)	4	50	483	1930
Sarda (<i>Scomber scombrus</i>)	4	37	341	1362
Faneca (<i>Trisopterus luscus</i>)	13	24	127	1648
N= nº de indivíduos na amostra.				

4.3. - Preparação das Amostras

Com base nas capturas mensais os exemplares de cada espécie foram pesados e medidos individualmente e guardados congelados até ao momento da dissecação das amostras. Os tecidos dos exemplares de cada espécie foram diferenciados e combinados numa amostra mensal. Nas espécies carapau (*Trachurus trachurus*), sardinha (*Sardina pilchardus*) e faneca (*Trisopterus luscus*) foram individualizados o tecido muscular, o fígado e as gónadas, enquanto que na pata-roxa (*Scylliorhinus canícula*) e na sarda (*Scomber scombrus*), além daqueles tecidos também foram individualizadas as gónadas masculinas e femininas (Figuras 12 a 21).



Figura 12 - Carapau (*Trachurus trachurus*)

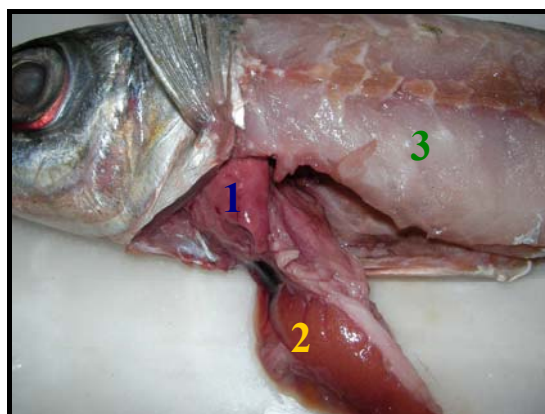


Figura 13 - Tecidos diferenciados no carapau: 1- Fígado; 2 - Gónada; 3 - Tecido muscular.



Figura 14 - Faneca (*Trisopterus luscus*)

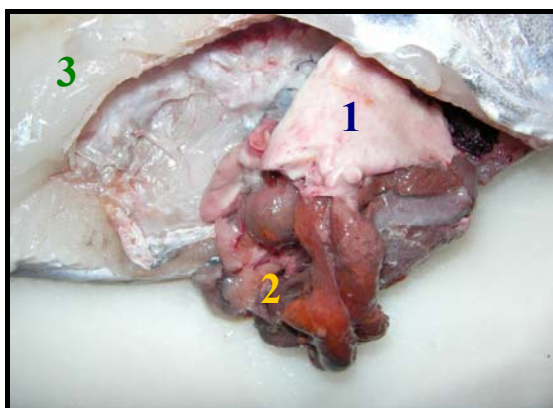


Figura 15 - Tecidos diferenciados na faneca: 1- Fígado; 2 - Gónada; 3 - Tecido muscular.



Figura 16 - Sardinha (*Sardina pilchardus*)

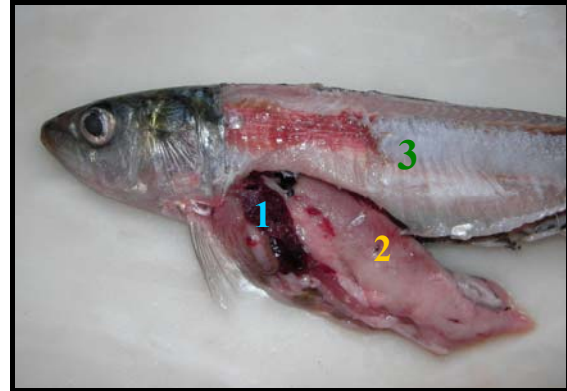


Figura 17 - Tecidos diferenciados na sardinha: 1- Fígado; 2 - Gónada; 3 - Tecido muscular.



Figura 18 - Sarda (*Scomber scombrus*)

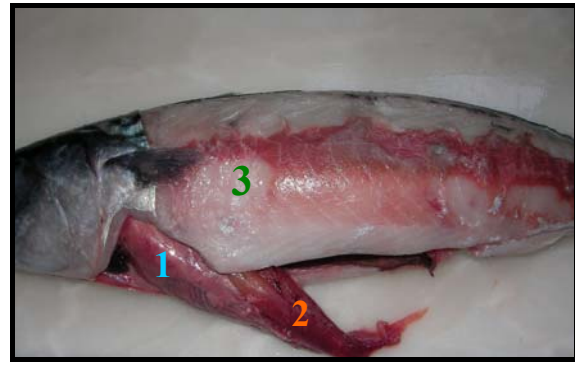


Figura 19 - Tecidos diferenciados na sarda: 1- Fígado; 2 - Gónada feminina; 3 - Tecido muscular.



Figura 20 - Pata-roxa (*Scyliorhinus canicula*)

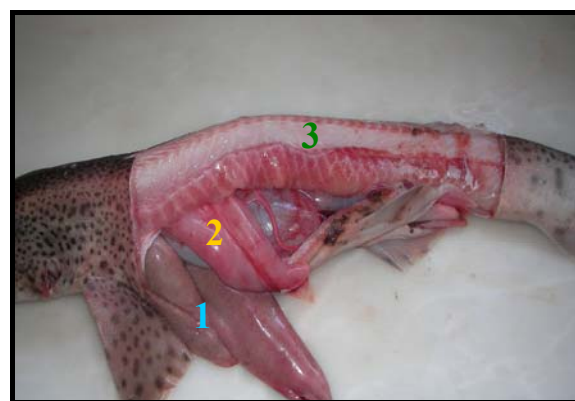


Figura 21 - Tecidos diferenciados na pata-roxa: 1- Fígado; 2 - Gónada masculina; 3 - Tecido muscular.

Todas as amostras de tecidos foram pesadas e congeladas para permitir a sua liofilização. Nesta operação utilizou-se um liofilizador “Edwards” (Figura 22). Os tecidos liofilizados foram de seguida homogeneizados numa trituradora e guardados em frascos identificados de onde se retiraram as porções de material necessários para as análises.



Figura 22 – Liofilizador utilizado na preparação das amostras.

4.4. - Descrição das Técnicas e dos Equipamentos

4.4.1. - Espectrometria alfa (α)

Os radionuclídeos emissores de radiação alfa emitem espontaneamente partículas alfa com energia frequentemente situada entre os 3 e os 6 MeV e característica de cada radionuclídeo.

A determinação quantitativa da actividade dos radionuclídeos presentes necessita da sua separação química prévia. Assim, a separação química tem por finalidade isolar elementos específicos existentes na amostra, minimizando as interferências entre os múltiplos radionuclídeos emissores alfa (Canberra, 2007).

A análise do ^{210}Po foi iniciada, em cada amostra, com a adição de um traçador isotópico interno, de actividade conhecida, com o objectivo de quantificar o rendimento químico

do processo analítico. O isótopo escolhido foi o polónio (^{209}Po) por ter uma energia de emissão bem distinta do ^{210}Po (Carvalho, 1995).

Inicialmente adicionaram-se 100 ml de uma solução de ácido nítrico (HNO_3 a 65% p/v) e cerca de 2 ml de uma solução peróxido de hidrogénio (H_2O_2 a 30% p/v) de modo a solubilizar a quente a amostra e destruir a matéria orgânica (Figura 23). A eliminação do HNO_3 foi feita posteriormente levando a amostra à secura, seguida de lavagens sucessivas com uma solução de ácido clorídrico (HCl a 37% p/v). O resíduo obtido foi dissolvido numa solução de HCl 0,5 M, ao qual foram adicionados 4 ml de ácido L-ascórbico 25 mg/L, com o objectivo de eliminar a interferência dos iões de ferro na deposição espontânea do polónio num disco de prata (Figura 24). O processo de deposição decorreu, num agitador, à temperatura ambiente durante 12 horas (Figura 25) (Malta e Carvalho, 2007).

Posteriormente, a radiação emitida pelos discos de prata foi determinada com detectores de silício semi-condutores de barreira da Ortec EG&G (Figura 26 e Figura 27), obtendo-se um espectro do polónio, como o representado na Figura 28.

Após a primeira deposição de polónio (quantitativa), a amostra foi armazenada por um período superior a seis meses, de forma a permitir o crescimento da actividade de ^{210}Po proveniente do decaimento do ^{210}Pb contido na amostra, repetindo-se o procedimento da deposição sobre um novo disco de prata como foi descrito anteriormente. Através da medida do ^{210}Po obtida nesta segunda análise, foi determinada a actividade do ^{210}Pb que lhe deu origem. A primeira deposição de ^{210}Po é corrigida, tendo em conta as datas da colheita das amostras e da análise, e subtraindo o ^{210}Po proveniente do decaimento do ^{210}Pb durante o período de armazenamento da amostra decorrido antes da primeira deposição do ^{210}Po (Malta e Carvalho, 2007).



Figura 23 - Solubilização da amostra em ácido sobre a placa de aquecimento.



Figura 24 - Discos de prata usados para deposição de polónio.

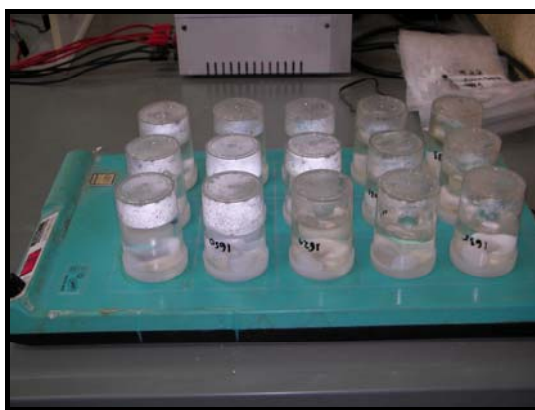


Figura 25 - Processo de deposição, num agitador.

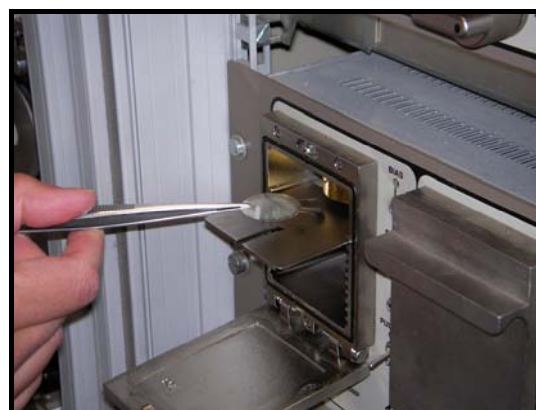


Figura 26 - Colocação do disco de prata na câmara de vazio com o detector de silício.



Figura 27 - Espectrómetro alfa: conjunto de detectores de silício e electrónica associada.

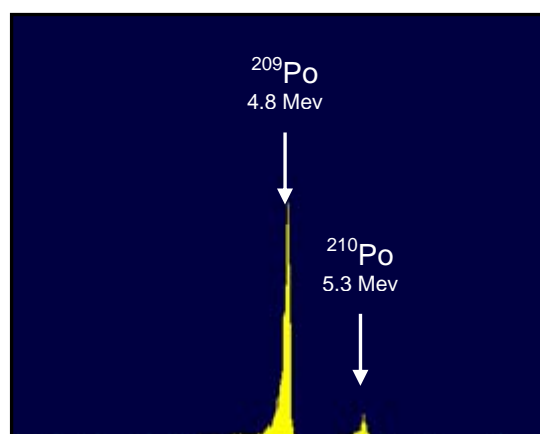


Figura 28 - Espectro de Polónio do tecido muscular da sarda no mês de Abril.

Periodicamente é testada a precisão do procedimento analítico através da análise de materiais de referência e da participação em exercícios internacionais de intercomparação, organizados nomeadamente pela AIEA (Agência Internacional de Energia Atômica), com bons resultados (Malta e Carvalho, 2007).

O rendimento químico da recuperação de ^{210}Po das amostras, controlado pelo traçador isotópico adicionado às amostras, é geralmente de cerca de 90% ou superior.

4.4.1.1. – Determinação do “Branco” e Controlo da Qualidade

Como em qualquer outra análise química, existe a necessidade de quantificar o valor do elemento em análise e que está presente nos reagentes químicos e nos materiais utilizados (valor do “branco”). O procedimento é semelhante ao descrito no ponto anterior, mas executado sem amostra. O valor do “branco” é de $0,0000763 \pm 0,0000308$ Bq/amostra. A fonte principal de contaminação provém dos reagentes utilizados, bem como da contaminação do material de vidro e outros materiais e instrumentos usados. De forma a minimizar e controlar este último aspecto todo o material de vidro é rigorosamente descontaminado com uma solução de TFD4 PF (sem fosfatos), da FRANKLAB, posteriormente lavado a quente com água e com uma solução a quente de ácido clorídrico a 37%, sendo novamente enxaguado com água destilada. Com este procedimento conseguiu-se uma redução de 18,4% no valor do “branco” quando comparado com o “branco” de reagentes e materiais correntes.

A precisão do procedimento analítico foi testada através da análise de um Material de Referência de matriz semelhante à das nossas amostras e preparado pela Agência Internacional de Energia Atômica. Foi usada uma amostra de músculo, liofilizado e homogeneizado, com a referência AIEA-414, de forma a validar a técnica. A data de referência da amostra é de 1 Janeiro de 1997, vindo a actividade da amostra expressa em Bq kg⁻¹ peso seco (Quadro 7).

Quadro 7 - ^{210}Pb e ^{210}Po no material de referência AIEA-414, músculo de peixe. Valores das concentrações certificadas pela AIEA.

Radionuclido	Mediana (Bq kg ⁻¹)	Intervalo de confiança ($\alpha = 0.05$) (Bq kg ⁻¹)
^{210}Pb	2,30	1,35 – 2,91
^{210}Po	2,03	1,61 – 2,77

Da amostra de referência foram retiradas 5 alíquotas que foram previamente secas, aplicando-se de seguida o protocolo anteriormente descrito. O Quadro 8 mostra os resultados obtidos, e que são idênticos aos valores de concentração certificados pela AIEA (Quadro 7). Realizou-se apenas a análise ao ^{210}Pb , devido a este estar em equilíbrio secular com o ^{210}Po .

Quadro 8 - Resultados obtidos na análise de ^{210}Pb (igual ao de ^{210}Po na data de uso) na amostra de referência AIEA-414.

Ensaio	^{210}Pb Actividade específica e erro associado (Bq kg ⁻¹)
1	1,94 ± 0,12
2	2,34 ± 0,12
3	2,13 ± 0,12
4	1,50 ± 0,12
5	2,28 ± 0,16
Média e desvio-padrão	2,01 ± 0,06

4.4.1.2 – Cálculo da Actividade Específica

Os espectros obtidos apresentam o número de contagens do ^{209}Po e do ^{210}Po durante o período de medida, sendo necessário posteriormente traduzi-los em actividade específica, isto é, apresentar os resultados da concentração de ^{210}Po e ^{210}Pb em actividade por unidade de massa dos materiais biológicos (em Becquerel por quilograma de tecido seco (Bq kg⁻¹)).

O rendimento químico da recuperação de ^{210}Po das amostras, controlado através do traçador isotópico ^{209}Po , é geralmente de cerca de 90% ou superior. A incerteza da

determinação individual de ^{210}Po numa amostra situa-se geralmente entre 5% e 10%, considerando todas as incertezas, incluindo a da actividade do traçador, da calibração do detector e o erro estatístico da medida. Esta incerteza global é designada por incerteza propagada ou expandida.

A actividade específica do ^{210}Po num dado tecido é calculada por:

$$A_e = \frac{A_{am}}{P}$$

em que :

A_{am} - Actividade de ^{210}Po na amostra biológica analisada, com o peso P, corrigido do decaimento radioactivo para a data da colheita

P - Peso fresco da amostra, em quilograma

A_e – Actividade específica de ^{210}Po , em Bq kg^{-1}

Para chegar ao cálculo da actividade específica, e partindo da análise do espectro alfa da amostra, há que previamente efectuar os cálculos que se seguem (Guerreiro, 2001).

4.4.1.2.1. - Cálculo do número de contagens líquidas do traçador isotópico (^{209}Po)

$$N_{^{209}\text{Po} \text{ líquidas}} = N_{^{209}\text{Po} \text{ totais}} - \frac{T}{T_{\text{fundo}}} \times N_{^{209}\text{Po} \text{ fundo}}$$

$$\sigma_{N_{^{209}\text{Po} \text{ líquidas}}} = \sqrt{N_{^{209}\text{Po} \text{ totais}} + \frac{T}{T_{\text{fundo}}} \times N_{^{209}\text{Po} \text{ fundo}}}$$

em que :

$N_{^{209}\text{Po} \text{ líquidas}}$ – número de contagens *líquidas* do ^{209}Po

$N_{^{209}\text{Po} \text{ totais}}$ – número de contagens *totais* do ^{209}Po

T - Tempo de medida da amostra (s)

T_{fundo} – Tempo de medida de *fundo* do detector (s)

$N_{^{209}\text{Po}, \text{ fundo}}$ – número de contagens de *fundo* do ^{209}Po no detector

$\sigma_{N_{^{209}\text{Po} \text{ líquidas}}}$ – incerteza associada ao número de contagens *líquidas* do ^{209}Po

4.4.1.2.2. - Cálculo do número de contagens líquidas do ^{210}Po da amostra

$$N_{^{210}\text{Po líquidas}} = N_{^{210}\text{Po totais}} - \frac{T}{T_{\text{fundo}}} \times N_{^{210}\text{Po, fundo}}$$

$$\sigma_{N_{^{210}\text{Po líquidas}}} = \sqrt{N_{^{210}\text{Po totais}} + \frac{T}{T_{\text{fundo}}} \times N_{^{210}\text{Po, fundo}}}$$

em que :

$N_{^{210}\text{Po líquidas}}$ – número de contagens *líquidas* do ^{210}Po

$N_{^{210}\text{Po totais}}$ – número de contagens *totais* do ^{210}Po

T - Tempo de medida da amostra (s)

T_{fundo} – Tempo de medida de *fundo* do detector (s)

$N_{^{209}\text{Po, fundo}}$ – número de contagens de *fundo* do ^{210}Po no detector

$\sigma_{N_{^{210}\text{Po líquidas}}}$ – incerteza associada ao número de contagens *líquidas* do ^{210}Po

4.4.1.2.3. - Eficiência do detector

A eficiência do detector usado é determinada com uma fonte radioactiva padrão electrodepositada num disco inox, contendo os radionuclídeos ^{237}Np (neptuno-237) (150 Bq), ^{241}Am (100 Bq) e ^{244}Cm (100 Bq) certificada a 26 de Setembro de 2000 (Quadro 9). O decaimento radioactivo dos radionuclídeos é corrigido por cálculo para a data de utilização da fonte radioactiva padrão.

A eficiência intrínseca dos detectores semicondutores de Si utilizados situa-se geralmente no intervalo de $20,15\% \pm 0,22\%$ e $32,62\% \pm 0,43\%$, dependendo de vários factores e, geralmente, diminuindo com a idade do detector.

Quadro 9 - Descrição dos radionuclídeos que compõem a fonte de calibração dos detectores alfa.

Radionuclídeo electrodepositado	Actividade (Bq)	Energia (keV)	T(½) (anos)
²³⁷ Np	150	4788	2,14 x 10 ⁶
²⁴¹ Am	100	5485,7	433,2
²⁴⁴ Cm	100	5805	18,1

4.4.1.2.4 - Rendimento químico

O rendimento químico das análises é calculado para cada amostra, com base na actividade bem conhecida do isótopo ²⁰⁹Po adicionado no início da análise e tendo em conta a actividade deste isótopo que, no final é recuperada.

$$\eta = \frac{\frac{N_{^{209}\text{Po líquidas}}}{T}}{\varepsilon \times A_{\text{traçador}}}$$

$$\sigma_{\eta} = \sqrt{\left(\frac{\sigma_{N_{^{209}\text{Po líquidas}}}}{N_{^{209}\text{Po líquidas}}}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{\varepsilon}}{\varepsilon}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{A_{\text{traçador}}}}{A_{\text{traçador}}}\right)^2} \times \eta$$

em que :

ε - eficiência do detector

$A_{\text{traçador}}$ – actividade do traçador (²⁰⁹Po)

σ_{η} - incerteza associada ao rendimento químico

4.4.1.2.5. - Actividade de ^{210}Po da amostra

A actividade do ^{210}Po da amostra é calculada por:

$$A_{^{210}\text{Po}, \text{amostra}} = \frac{\frac{N_{^{210}\text{Po}}}{T}}{\varepsilon \times \eta \times e^{-\lambda_{^{210}\text{Po}} t}} - A_{\text{Branco}} ; \quad \lambda_{^{210}\text{Po}} = \frac{\ln 2}{T(^{210}\text{Po})}$$

$$\sigma_{A_{^{210}\text{Po}, \text{amostra}}} = \sqrt{\left(\frac{\sigma_{N_{^{210}\text{Po}}}}{N_{^{210}\text{Po}}}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{\varepsilon}}{\varepsilon}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{\eta}}{\eta}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{m_{\text{amostra}}}}{m_{\text{amostra}}}\right)^2 + (\sigma_{A_{\text{Branco}}})^2} \times A_{^{210}\text{Po}, \text{amostra}}$$

$$A_{^{210}\text{Po}} = \frac{A_{^{210}\text{Po}, \text{amostra}}}{m_{\text{amostra}}}$$

$$\sigma_{A_{^{210}\text{Po}}} = \sqrt{\left(\frac{\sigma_{m_{\text{amostra}}}}{m_{\text{amostra}}}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{A_{^{210}\text{Po}, \text{amostra}}}}{A_{^{210}\text{Po}, \text{amostra}}}\right)^2} \times A_{^{210}\text{Po}}$$

em que :

$A_{^{210}\text{Po}}$ - actividade especifica de ^{210}Po da amostra (Bq kg^{-1})

$A_{^{210}\text{Po}, \text{amostra}}$ - actividade absoluta de ^{210}Po da amostra (Bq kg^{-1})

A_{Branco} - actividade absoluta de ^{210}Po da amostra (Bq/amostra)

m_{amostra} – massa da amostra (kg)

T – período de meia - vida do ^{210}Po

t - Intervalo de tempo que decorreu entre a deposição e a medida

$\lambda_{^{210}\text{Po}}$ – constante de decaimento do ^{210}Po

4.4.1.2.6. - Actividade do ^{210}Pb à data da colheita

A actividade do ^{210}Pb na amostra, à data da colheita, é calculada por:

$$A_{^{210}\text{Pb}, 0} = \frac{A_{^{210}\text{Po}, 2^{\text{a}} \text{ dep.}} \times e^{\lambda_{^{210}\text{Pb}} t}}{\varphi \times \eta_{\text{Pb}}}$$

$$\varphi = \frac{\lambda_{^{210}\text{Po}}}{\lambda_{^{210}\text{Po}} - \lambda_{^{210}\text{Pb}}} \times \left(e^{-\lambda_{^{210}\text{Pb}} t_1} - e^{-\lambda_{^{210}\text{Po}} t_1} \right)$$

$$\sigma_{A_{210\text{Pb},0}} = \sqrt{\left(\frac{\sigma_{N_{210\text{Po net}, 2^{\text{a}} \text{ dep.}}}}{N_{210\text{Po net}, 2^{\text{a}} \text{ dep.}}}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{\varepsilon}}{\varepsilon}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{\eta}}{\eta}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{m_{\text{amostra}}}}{m_{\text{amostra}}}\right)^2} \times A_{210\text{Po}, 2^{\text{a}} \text{ dep.}}$$

em que :

$A_{210\text{Po}}$ - actividade da amostra em ^{210}Po (Bq kg^{-1})

m_{amostra} – massa da amostra (kg)

P – período de meia-vida do ^{210}Po

t - Intervalo de tempo entre a deposição e a medida

$\lambda_{210\text{Po}}$ – constante de decaimento do ^{210}Po

em que :

$A_{210\text{Pb},0}$ - actividade em ^{210}Pb na amostra à data da colheita

$A_{210\text{Po}, 2^{\text{a}} \text{ dep.}}$ - actividade em ^{210}Po na amostra à data da 2ª deposição

$\lambda_{210\text{Pb}}$ – constante de decaimento do ^{210}Pb

φ - factor de crescimento do ^{210}Po

η_{Pb} – Rendimento químico do ^{210}Pb na amostra

t - tempo que decorre entre a data da colheita e a data da 2ª deposição

t_1 - tempo que decorre entre a data da 1ª deposição e a data da 2ª deposição

Para efeito de cálculos admite-se que todo o ^{210}Pb existente na amostra não se perde ao longo do processo radioquímico, sendo a incógnita η_{Pb} igual a 1.

4.4.1.2.7. - Actividade do ^{210}Po da amostra à data da colheita

Dado o período relativamente curto do ^{210}Po , a actividade deste isótopo à data da colheita da amostra é corrigida por cálculo através da expressão:

$$A_{210\text{Po},0} = \left[A_{210\text{Po}, 1^{\text{a}} \text{ dep.}} - \left(A_{210\text{Pb},0} \times e^{-\lambda_{210\text{Pb}} t_2} \right) \left(1 - e^{-\lambda_{210\text{Po}} t_2} \right) \right] e^{\lambda_{210\text{Po}} t_2}$$

em que :

$A_{210\text{Po},0}$ - actividade em ^{210}Po na amostra à data da colheita

$A_{210\text{Po}, 1^{\text{a}} \text{ dep.}}$ - actividade em ^{210}Po na amostra à data da 1ª deposição

t_2 - tempo que decorre entre a data da colheita e a data da 1ª deposição

4.4.1.2.8. - Cálculo da actividade média específica e da incerteza média associada ao radionuclido

Como se analisaram amostras semelhantes (exemplo, concentração de ^{210}Po no fígado em vários meses) há vantagens em apresentar a concentração média.

A actividade média específica e a incerteza média associada a cada radionuclido são determinadas de acordo com as seguintes fórmulas:

$$Am = \frac{\sum \frac{x}{e^2}}{\sum \frac{1}{e^2}}$$

$$\sigma m = \sqrt{\frac{1}{\sum \frac{1}{e^2}}}$$

em que :

x = actividade do radionuclido na amostra (Bq kg^{-1})

e = incerteza associada à actividade do radionuclido na amostra (Bq kg^{-1})

Am = actividade média do radionuclido na amostra (Bq kg^{-1})

σm = incerteza média associada à actividade média do radionuclido na amostra (Bq kg^{-1})

4.4.2. – Espectrometria gama (γ)

A espectrometria gama foi utilizada para a medição da actividade do ^{40}K e ^{137}Cs através da detecção de fotões por detectores de germânio hiperpuro (HPGe). O fotão interage com o cristal de germânio por efeito fotoeléctrico, efeito de Compton e produção de pares. O detector é um cristal de germânico cilíndrico com diâmetro de 8 cm e geratriz de 3 cm, encapsulado em alumínio. Esta cápsula tem uma janela de carbono e no seu interior está colocado o cristal numa câmara na qual foi feito o vácuo. O cristal é arrefecido com azoto líquido a 77 °K (Verplancke *et al.*, 2003).

As energias dos fotões da radiação gama estão na maioria compreendidas entre os 10 keV e os 2 MeV e os tempos de contagem utilizados foram de 24 horas, sendo a

eficiência de detecção de 2% para o ^{137}Cs e de 1% para o ^{40}K , na geometria em que foram medidas as amostras (neste caso a geometria de um frasco contendo o material liofilizado da amostra e colocado sobre a janela do detector). Os “fundos” (radiação registada pelo detector na ausência de amostra) foram medidos uma vez por semana durante, aproximadamente, sessenta horas. Relativamente à existência do ^{40}K nos fundos, as suas contagens são subtraídas às da amostra durante o processo de análise. Não se verifica a existência de ^{137}Cs no espectro de “fundo” do detector.

As amostras de pescado para a espectrometria gama foram preparadas da mesma forma que para a espectrometria alfa, mas não requerem tratamento químico. Para efectuar a determinação dos radionuclídeos emissores gama, as amostras liofilizadas foram colocadas em contentores de polietileno (frascos) com a capacidade de 160 ml para o tecido muscular e de 10 ml para a gónada e para o fígado. Não foi possível, no caso de alguns tecidos, a obtenção de quantidade suficiente para perfazer uma amostra adequada para análise.

A calibração deste detector gama é efectuada com uma fonte líquida padrão - contendo vários radionuclídeos gama em concentrações certificadas - vertida para um recipiente igual ao das amostras a fim de manter constante a geometria das condições da medida.

Os picos fotoeléctricos dos radionuclídeos ^{40}K e ^{137}Cs , estão representados nos espectros das Figuras 29 e Figura 31 e ampliados nas Figuras 30 e Figura 32, respectivamente.

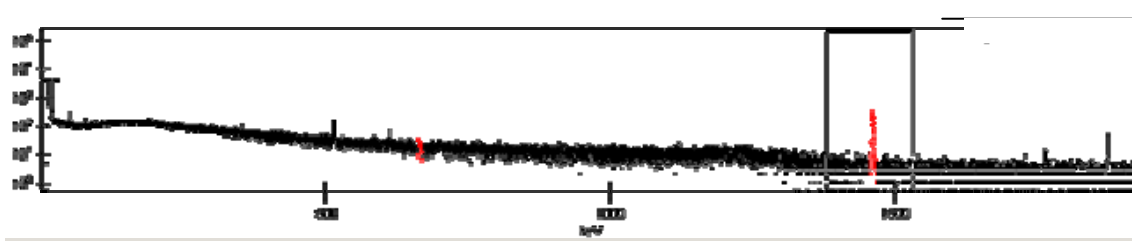


Figura 29 - Espectro de emissão de radiação gama com o pico fotoeléctrico do radionuclídeo ^{40}K assinalado.

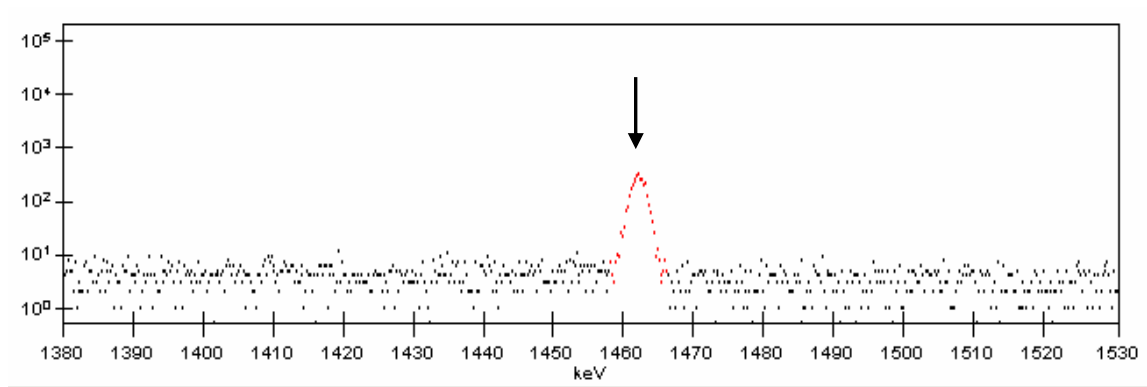


Figura 30 - Ampliação de parte do espectro da Figura 29 para mostrar a região do pico fotoelétrico do radionuclídeo ^{40}K , indicado pela seta.

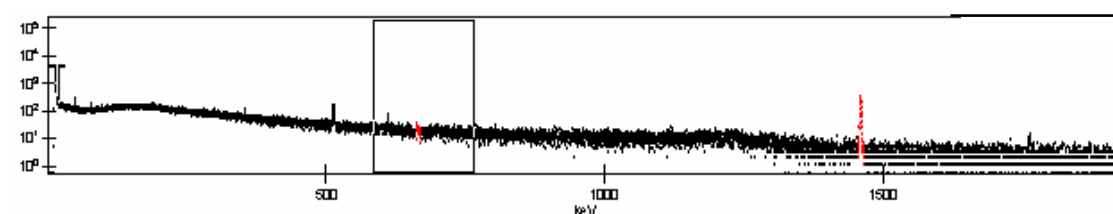


Figura 31 - Espectro gama com a região do pico fotoelétrico do radionuclídeo ^{137}Cs assinalada.

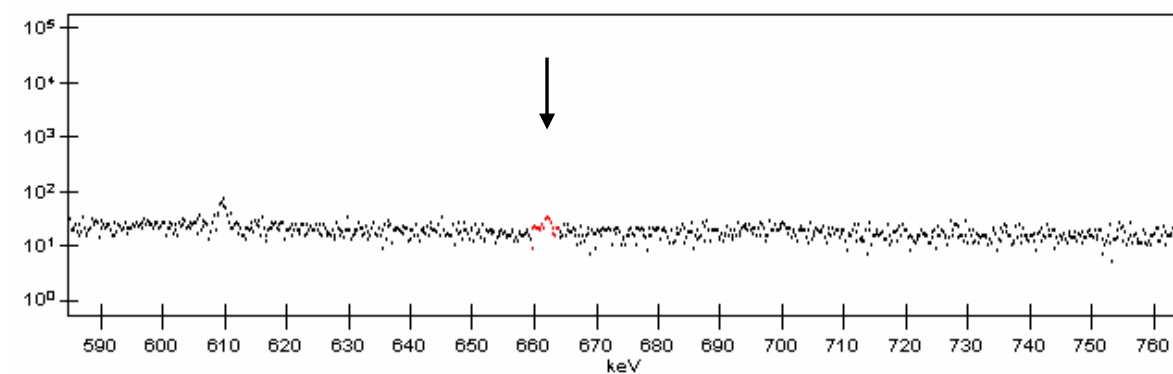


Figura 32 – Ampliação de parte do espectro da Figura 31 para mostrar a região do pico fotoelétrico do radionuclídeo ^{137}Cs , indicado pela seta.

CAPÍTULO 5 - RESULTADOS

5.1. – Espectrometria Alfa (α) e Gama (γ)

A actividade específica e a incerteza associada à determinação dos radionuclidos nas amostras de pescado, encontram-se representadas por espécie e tecido analisado nos Quadros 10 a 14, das secções 5.1.1 a 5.1.5. Os resultados da determinação das concentrações de ^{40}K , ^{137}Cs , ^{210}Po e ^{210}Pb , estão expressos em actividade por unidade de massa, em becquerel por quilograma (Bq kg^{-1}) de peso fresco. O valor apresentado da incerteza propagada, ou expandida, define um intervalo dentro do qual se encontra o valor real da actividade específica, com 95% de confiança para uma Distribuição Normal.

Os resultados foram obtidos seguindo a metodologia descrita nas secções 4.4.1.1., 4.4.1.2. e 4.4.2. do capítulo Material e Métodos.

5.1.1. – Carapau (*Trachurus trachurus*)

No Quadro 10 estão representados os resultados da actividade específica dos radionuclidos pesquisados no carapau, durante os quatro meses de estudo.

5.1.2. – Faneca (*Trisopterus luscus*)

Os resultados obtidos da actividade específica dos radionuclidos pesquisados na faneca, durante os quatro meses de estudo, estão representados no Quadro 11.

5.1.3. – Sarda (*Scomber scombrus*)

O Quadro 12 apresenta os valores obtidos, durante os quatro meses de estudo, da actividade específica dos radionuclidos pesquisados na sarda.

5.1.4. – Sardinha (*Sardina pilchardus*)

No Quadro 13 estão representados os resultados da actividade específica dos radionuclidos pesquisados na sardinha, durante os quatro meses de estudo.

5.1.5. – Pata-roxa (*Scyliorhinus canicula*)

Os resultados obtidos da actividade específica dos radionuclidos pesquisados na pata-roxa, durante os quatro meses de estudo, estão representados no Quadro 14.

Quadro 10 - Actividade específica (Bq kg⁻¹ peso fresco) dos radionuclidos pesquisados no carapau, nos quatro meses de estudo e seus valores médios para cada radionuclido.

Amostra Radionuclido	Ae (Bq kg ⁻¹)				
	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Média
<u>Músculo</u>					
⁴⁰ K	139 ± 8,17	166 ± 16,20	145 ± 15,60	186 ± 18,30	149,35 ± 6,22
¹³⁷ Cs	0,17 ± 0,06	0,29 ± 0,19*	0,22 ± 0,24*	n.d.	0,17 ± 0,06
²¹⁰ Po	1,99 ± 0,07	1,95 ± 0,14	3,51 ± 0,11	n.p.	2,36 ± 0,05
²¹⁰ Pb	0,21 ± 0,01	0,15 ± 0,02	0,22 ± 0,02	n.p.	0,20 ± 0,01
<u>Fígado</u>					
⁴⁰ K	56,60 ± 26,70	n.p.	78,7 ± 93,1*	51 ± 54,70*	56,60 ± 26,70
¹³⁷ Cs	n.d.	n.p.	n.d.	n.d.	--
²¹⁰ Po	75,23 ± 2,82	124,15 ± 4,95	370,22 ± 13,16	728,61 ± 27,24	101,60 ± 2,40
²¹⁰ Pb	1,31 ± 0,11	1,50 ± 0,15	2,55 ± 0,25	4,02 ± 0,57	1,56 ± 0,08
<u>Gónadas</u>					
⁴⁰ K	87,30 ± 21,70	97,70 ± 20,80	143 ± 52,90	n.d.	96,47 ± 14,45
¹³⁷ Cs	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--
²¹⁰ Po	15,39 ± 0,54	14,09 ± 0,93	65,28 ± 1,88	90,77 ± 1,94	21,75 ± 0,44
²¹⁰ Pb	0,79 ± 0,06	0,31 ± 0,04	0,40 ± 0,07	0,47 ± 0,08	0,45 ± 0,03
N.º Indivíduos	14	18	8	7	--

Ae – Actividade específica; o número a seguir ao símbolo ± é o valor da incerteza expandida ou propagada (1 Desvio Padrão).

***** - O radionuclido foi detectado mas a sua actividade específica é inferior à AMD. Assim, existe uma probabilidade não desprezável de se tratar de uma falsa identificação.

n.d. – radionuclido não detectado.

n.p. – não pesquisado.

N.º - número de indivíduos.

Quadro 11 - Actividade específica (Bq kg⁻¹ peso fresco) dos radionuclidos pesquisados na faneca, nos quatro meses de estudo e seus valores médios para cada radionuclido.

Amostra Radionuclido	Ae (Bq kg ⁻¹)				
	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Média
<u>Músculo</u>					
⁴⁰ K	147 ± 8,85	153 ± 10,30	155 ± 10,60	123 ± 14,80	147,51 ± 5,30
¹³⁷ Cs	0,14 ± 0,08*	n.d.	n.d.	n.d.	--
²¹⁰ Po	4,52 ± 0,15	1,94 ± 0,07	6,47 ± 0,23	3,85 ± 0,14	2,87 ± 0,06
²¹⁰ Pb	0,29 ± 0,03	0,18 ± 0,02	0,12 ± 0,02	0,10 ± 0,01	0,13 ± 0,01
<u>Fígado</u>					
⁴⁰ K	84,40 ± 18,60	55,10 ± 17,80	148 ± 69,50	n.d.	71,72 ± 12,65
¹³⁷ Cs	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--
²¹⁰ Po	142,93 ± 3,68	95,95 ± 3,13	236,36 ± 7,18	148,63 ± 4,2	132,37 ± 1,99
²¹⁰ Pb	3,02 ± 0,31	1,68 ± 0,18	1,77 ± 0,22	1,32 ± 0,2	1,76 ± 0,11
<u>Gónadas</u>					
⁴⁰ K	68,20 ± 16,90	60 ± 10,60	128 ± 57,10	110 ± 52,10	65,2 ± 8,74
¹³⁷ Cs	n.d.	n.d.	1,94 ± 2,05*	n.d.	--
²¹⁰ Po	16,93 ± 0,56	13,44 ± 0,39	24,96 ± 0,72	54,39 ± 1,56	17,59 ± 0,29
²¹⁰ Pb	0,27 ± 0,04	0,63 ± 0,08	0,38 ± 0,07	0,22 ± 0,03	0,28 ± 0,02
N.º Indivíduos	12	13	10	13	--

Ae – Actividade específica; o número a seguir ao símbolo ± é o valor da incerteza expandida ou propagada (1 Desvio Padrão).

* - O radionuclido foi detectado mas a sua actividade específica é inferior à AMD. Assim, existe uma probabilidade não desprezável de se tratar de uma falsa identificação.

n.d. – radionuclido não detectado.

N.º - número de indivíduos

Quadro 12 - Actividade específica (Bq kg⁻¹ peso fresco) dos radionuclídeos pesquisados na sarda, nos quatro meses de estudo e seus valores médios para cada radionuclídeo.

Amostra Radionuclídeo	Ae (Bq kg ⁻¹)				
	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Média
<u>Músculo</u>					
⁴⁰ K	147 ± 8,22	142 ± 9,48	169 ± 12,50	177 ± 19,20	151,75 ± 5,34
¹³⁷ Cs	0,09 ± 0,05*	n.d.	0,25 ± 0,26*	0,58 ± 0,35	0,58 ± 0,35
²¹⁰ Po	2,2 ± 0,08	1,53 ± 0,08	1,02 ± 0,06	1,64 ± 0,12	1,49 ± 0,04
²¹⁰ Pb	0,14 ± 0,02	0,14 ± 0,02	0,33 ± 0,05	0,12 ± 0,03	0,15 ± 0,01
<u>Fígado</u>					
⁴⁰ K	116 ± 24,80	149 ± 33,90	150 ± 78,40	52,70 ± 63,70	122,42 ± 18,55
¹³⁷ Cs	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--
²¹⁰ Po	123,71 ± 6,72	64,59 ± 2,48	45,29 ± 1,49	42,22 ± 1,94	49,80 ± 1,05
²¹⁰ Pb	3,71 ± 0,25	1,86 ± 0,19	2,65 ± 0,4	0,98 ± 0,16	1,86 ± 0,11
<u>Gónadas</u> ♀					
⁴⁰ K	94,4 ± 19,8	55,8 ± 22,3	57,4 ± 48,2*	39,2 ± 47,9*	74,05 ± 14,15
¹³⁷ Cs	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--
²¹⁰ Po	200,55 ± 4,93	9,62 ± 0,49	4,14 ± 0,13	4,43 ± 0,23	4,58 ± 0,11
²¹⁰ Pb	0,46 ± 0,07	0,41 ± 0,09	0,43 ± 0,08	0,25 ± 0,05	0,35 ± 0,03
<u>Gónadas</u> ♂					
⁴⁰ K	103 ± 21,4	73,1 ± 20,7	95,5 ± 61,1*	118 ± 65,6	89,04 ± 14,51
¹³⁷ Cs	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--
²¹⁰ Po	5,86 ± 0,14	2,55 ± 0,16	2,95 ± 0,17	8,51 ± 0,37	4,26 ± 0,09
²¹⁰ Pb	0,31 ± 0,04	0,22 ± 0,04	0,56 ± 0,06	0,52 ± 0,09	0,33 ± 0,02
N.º Indivíduos	6	4	4	4	--

Ae – Actividade específica; o número a seguir ao símbolo ± é o valor da incerteza expandida ou propagada (1 Desvio Padrão).

* - O radionuclídeo foi detectado mas a sua actividade específica é inferior à AMD. Assim, existe uma probabilidade não desprezável de se tratar de uma falsa identificação.

n.d. – radionuclídeo não detectado; ♀ - feminina; ♂ - masculina

N.º - número de indivíduos

Quadro 13 - Actividade específica (Bq kg⁻¹ peso fresco) dos radionuclidos pesquisados na sardinha, nos quatro meses de estudo e seus valores médios para cada radionuclido.

Amostra Radionuclido	Ae (Bq kg ⁻¹)				
	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Média
<u>Músculo</u>					
⁴⁰ K	149 ± 8,53	175 ± 10,70	197 ± 18,80	173 ± 12,20	165,37 ± 5,59
¹³⁷ Cs	n.d.	n.d.	n.d.	0,18 ± 0,22*	--
²¹⁰ Po	5,12 ± 0,22	5 ± 0,18	5,37 ± 0,20	10,85 ± 0,40	5,58 ± 0,11
²¹⁰ Pb	0,55 ± 0,03	0,22 ± 0,02	0,42 ± 0,06	0,29 ± 0,04	0,32 ± 0,01
<u>Fígado</u>					
⁴⁰ K	n.p.	n.p.	n.p.	n.d.	--
¹³⁷ Cs	n.p.	n.p.	n.p.	n.d.	--
²¹⁰ Po	199,05 ± 6,28	267,51 ± 9,97	179,80 ± 4,42	210,25 ± 6,92	198,47 ± 3,05
²¹⁰ Pb	4,48 ± 0,25	2,20 ± 0,17	2,19 ± 0,18	1,84 ± 0,28	2,54 ± 0,10
<u>Gónadas</u>					
⁴⁰ K	112 ± 18,80	69 ± 25,40	134 ± 52,60	146 ± 55,10	102,63 ± 14,04
¹³⁷ Cs	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--
²¹⁰ Po	n.p.	50,09 ± 2,24	78,97 ± 2,23	41,89 ± 1,15	49,75 ± 0,93
²¹⁰ Pb	n.p.	0,61 ± 0,05	1,01 ± 0,12	0,30 ± 0,05	0,50 ± 0,03
N.º Indivíduos	39	38	31	27	--

Ae – Actividade específica; o número a seguir ao símbolo ± é o valor da incerteza expandida ou propagada (1 Desvio Padrão).

* - O radionuclido foi detectado mas a sua actividade específica é inferior à AMD. Assim, existe uma probabilidade não desprezável de se tratar de uma falsa identificação.

n.d. – radionuclido não detectado. N.º - número de indivíduos

n.p. – não pesquisado.

N.º - número de indivíduos

Quadro 14 - Actividade específica (Bq kg⁻¹ peso fresco) dos radionuclídeos pesquisados na pata-roxa, nos quatro meses de estudo e seus valores médios para cada radionuclídeo.

Amostra Radionuclídeo	Ae (Bq kg ⁻¹)				
	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Média
<u>Músculo</u>					
⁴⁰ K	116 ± 7,80	95,50 ± 11,20	91,90 ± 7,53	123 ± 12,60	104,74 ± 4,55
¹³⁷ Cs	n.d.	0,22 ± 0,22*	n.d.	n.d.	--
²¹⁰ Po	2,01 ± 0,07	0,44 ± 0,04	1,64 ± 0,08	0,61 ± 0,04	0,82 ± 0,02
²¹⁰ Pb	0,13 ± 0,02	0,24 ± 0,03	0,26 ± 0,03	0,09 ± 0,02	0,15 ± 0,01
<u>Fígado</u>					
⁴⁰ K	n.d.	28,30 ± 19	63 ± 30,30	n.d.	38,09 ± 16,10
¹³⁷ Cs	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--
²¹⁰ Po	12,43 ± 0,79	32,61 ± 1,40	10,07 ± 0,51	11,95 ± 0,75	12,48 ± 0,36
²¹⁰ Pb	1,78 ± 0,10	1,23 ± 0,15	1,57 ± 0,29	1,07 ± 0,27	1,56 ± 0,08
<u>Gónadas</u> ♀					
⁴⁰ K	n.p.	48,70 ± 36,50	n.p.	n.d.	48,7 ± 36,50
¹³⁷ Cs	n.p.	n.d.	n.p.	n.d.	--
²¹⁰ Po	1,53 ± 0,12	2,12 ± 0,16	11,84 ± 0,48	1,00 ± 0,11	1,65 ± 0,07
²¹⁰ Pb	0,78 ± 0,12	0,63 ± 0,08	0,75 ± 0,26	0,36 ± 0,07	0,53 ± 0,05
<u>Gónadas</u> ♂					
⁴⁰ K	n.p.	77,30 ± 26,40	n.p.	84,60 ± 46,10	79,1 ± 22,91
¹³⁷ Cs	n.p.	n.d.	n.p.	n.d.	--
²¹⁰ Po	0,59 ± 0,04	1,48 ± 0,10	1,95 ± 0,11	1,06 ± 0,08	0,88 ± 0,03
²¹⁰ Pb	0,23 ± 0,03	0,29 ± 0,03	0,29 ± 0,03	0,16 ± 0,03	0,24 ± 0,02
N.º Indivíduos	5	4	5	4	--

Ae – Actividade específica; o número a seguir ao símbolo ± é o valor da incerteza expandida ou propagada (1 Desvio Padrão). * - O radionuclídeo foi detectado mas a sua actividade específica é inferior à AMD. Assim, existe uma probabilidade não desprezável de se tratar de uma falsa identificação. n.d. – radionuclídeo não detectado; n.p. – não pesquisado; ♀ - feminina.; ♂ - masculina. N.º - número de indivíduos

CAPÍTULO 6 - DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Relativamente ao ^{40}K , de acordo com os dados dos Quadros 10 a 14 da secção 5.1., em todas as espécies as actividades específicas médias mais elevadas foram observadas no músculo, variando de $104,74 \text{ Bq kg}^{-1}$ na pata-roxa a $165,37 \text{ Bq kg}^{-1}$ na sardinha. As concentrações de ^{40}K no fígado e gónadas não evidenciam nenhuma tendência predominante num tecido comparativamente ao outro.

Analizando os resultados das concentrações do ^{40}K no tecido muscular (Figura 33), verifica-se que em todas as espécies não existe uma variação temporal expressiva, situando-se todas as concentrações entre os 123 Bq kg^{-1} de peso fresco na faneca em Abril e os 197 Bq kg^{-1} de peso fresco na sardinha no mês de Março. Por conseguinte, conclui-se que as concentrações de ^{40}K permanecem aproximadamente constantes no tecido muscular de cada espécie, resultante do controlo homeostático da concentração do ião K^+ (potássio) nos tecidos (Carvalho, 2000).

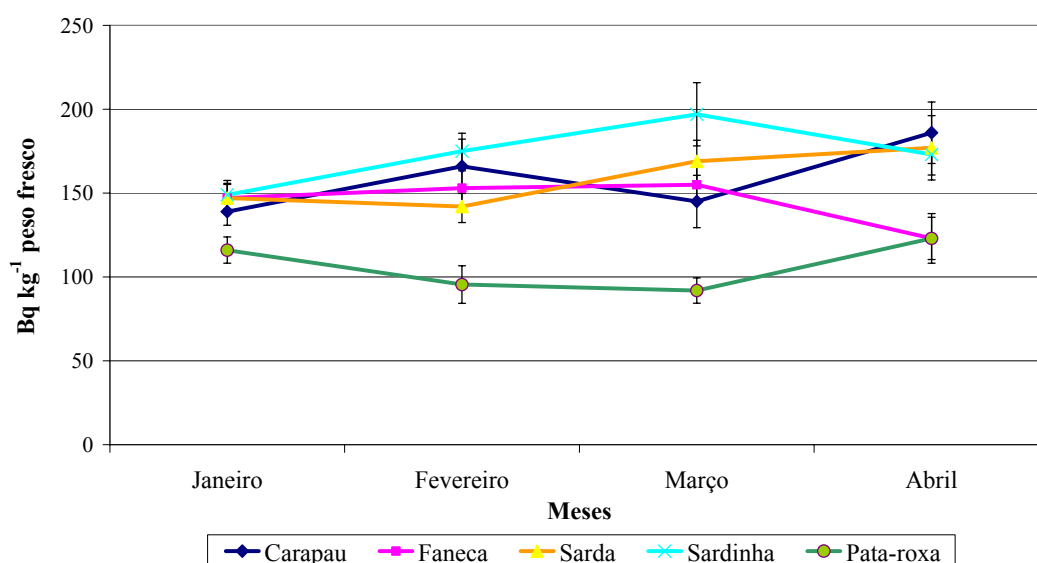


Figura 33 - Variação temporal da concentração de ^{40}K , Bq kg^{-1} peso fresco, no tecido muscular.

O ^{137}Cs é o único radionuclido artificial emissor de radiação gama detectado nas amostras de pescado mas, na quase totalidade, a sua actividade específica é muito baixa e frequentemente inferior à Actividade Mínima Detectável (AMD). Quando detectado, mesmo assim, o ^{137}Cs está presente apenas em concentrações vestigiais, como se

observou no mês de Janeiro no carapau e em Abril na sarda, ambos apresentando no tecido muscular $0,17 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,58 \text{ Bq kg}^{-1}$, respectivamente. Estes valores de concentrações baixas são compatíveis com a contaminação geral do planeta causada pelo “fallout” radioactivo dos testes nucleares e não significam que tenha havido derrame regional de ^{137}Cs .

A ausência de ^{134}Cs ($T_{1/2} = 2,06$ anos) nas várias amostras de pescado indica que a contaminação radioactiva de ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30$ anos) não é recente pois o ^{134}Cs , que certamente esteve inicialmente presente juntamente com o ^{137}Cs , já decaiu enquanto o ^{137}Cs é ainda detectável devido ao período de semi-desintegração muito mais longo. Note-se que na deposição de poeiras radioactivas provenientes do acidente da Central Nuclear de Chernobyl, ocorrido em 1986, durante os primeiros anos foi possível detectar ambos os isótopos ^{137}Cs e ^{134}Cs .

No Quadro 15 estabelece-se a comparação dos valores obtidos durante este estudo no tecido muscular nas várias espécies capturadas no Atlântico Nordeste, com valores publicados na literatura científica.

Quadro 15 – Concentrações do Polónio e Chumbo (Bq kg^{-1}) peso fresco no músculo das diversas espécies capturadas no Atlântico Nordeste.

ESPÉCIE	MÚSCULO			
	Dados obtidos		Carvalho, 1995	
	^{210}Po	^{210}Pb	^{210}Po	^{210}Pb
Carapau	$2,36 \pm 0,05$	$0,20 \pm 0,01$	$5,2 \pm 0,2$	$0,10 \pm 0,02$
Sardinha	$5,58 \pm 0,11$	$0,32 \pm 0,01$	66 ± 2	$1 \pm 0,02$
Sarda	$1,49 \pm 0,04$	$0,15 \pm 0,01$	$19 \pm 1^*$	$0,63 \pm 0,04^*$
Faneca	$2,87 \pm 0,06$	$0,13 \pm 0,01$	--	--
Pata-roxa	$0,82 \pm 0,02$	$0,15 \pm 0,01$	--	--

* Valores obtidos a partir de indivíduos do mesmo género, cavala (*Scomber japonicus*).

Analisando comparativamente os dados do Quadro 15, verifica-se que as concentrações de polónio obtidas neste estudo são, em todas as espécies, muito inferiores às obtidas por Carvalho (1995). Em relação ao chumbo, apenas no carapau a sua concentração é superior ao mencionado em Carvalho (1995). No entanto, estes dados podem também ser analisados comparativamente agrupando as diferentes espécies, nomeadamente o carapau, a sardinha e a sarda em teleósteos e a pata-roxa pertencendo ao grupo dos

elasmobrânquios (Quadro 16). Os valores apresentados entre () correspondem ao intervalo dos valores mínimo e máximo obtidos.

Quadro 16 - Polónio e Chumbo, Bq kg⁻¹ no músculo, fígado e gónadas, nas diversas espécies e grupos de espécies, capturadas no Atlântico Nordeste.

Espécie / Grupo Espécies	Músculo						²¹⁰ Po					
	Dados obtidos			Carvalho, 1995			Músculo		Fígado		Gónada	
	N	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb	N	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb	Dados obtidos	Carvalho, 1988	Dados obtidos	Carvalho, 1988	Dados obtidos	Carvalho, 1988
Carapau	2	2,91 (2-10,9)	0,26 (0,2-0,6)	5	13,5 (3-66) a)	0,37 (0,1-14) a)	2 (1-10,9)	7 (1,8-21) e)	71 (42-729)	391 (67-939) e)	5 (3-201)	40 (11-94) e)
Sardinha												
Sarda	1	1,49 (1,02-2,2)	0,15 (0,12-0,33)	5	6,1 (1,7-19) b)	0,2 (0,03-0,63) b)	--	--	--	--	--	--
Faneca	1	2,87 (1,9-6,5)	0,13 (0,1-0,3)	7	3,4 (0,3-6,7) c)	0,3 (0,04-0,6) c)						
Pata-roxa	1	0,82 (0,44-2,01)	0,15 (0,09-0,26)	6	0,6 (0,12-1,7) d)	0,08 (0,02-0,13) d)						

N) número de espécies analisadas;

a) Peixes da família Clupeidae, anchovas e carapau;

b) Peixes das famílias Scombridae e Trichiuridae;

c) Peixes da Família Gadidae;

d) Peixes da Classe Elasmobranchii;

e) Sardinha (*Sardina pilchardus*), cavala (*Scomber japonicus*), sarda (*Scomber scombrus*), carapau (*Trachurus trachurus*), carapau-negrão (*Trachurus picturatus*) e peixe-agulha (*Belone belone*);

f) Raia (*Raja undulata*), pata-roxa (*Scyliorhinus canicula*), lixinha-da-fundura (*Etmopterus pusillus*), sapata (*Deania calceus*), carochão (*Centroscymnus coelolepis*), lixa (*Centrophorus squamosus*).

Analisando o Quadro 16 verifica-se que não existem variações consideráveis no ^{210}Po e no ^{210}Pb das várias espécies analisadas comparativamente a estudos anteriormente efectuados. Os valores médios determinados estão, na sua quase totalidade, enquadrados na gama de dados obtidos, variando o número de espécies analisadas em cada grupo.

As concentrações de ^{210}Po (Bq kg^{-1} de peso fresco) no tecido muscular, no fígado e nas gónadas, durante os quatro meses e nas diferentes espécies, estão representadas na Figura 34, Figura 36 e Figura 37, respectivamente. Cada ponto experimental corresponde à determinação de concentração do ^{210}Po e está afectado da barra de incerteza a um desvio-padrão. Não foi possível determinar a concentração de polónio no músculo do carapau no mês de Abril e nas gónadas da sardinha em Janeiro.

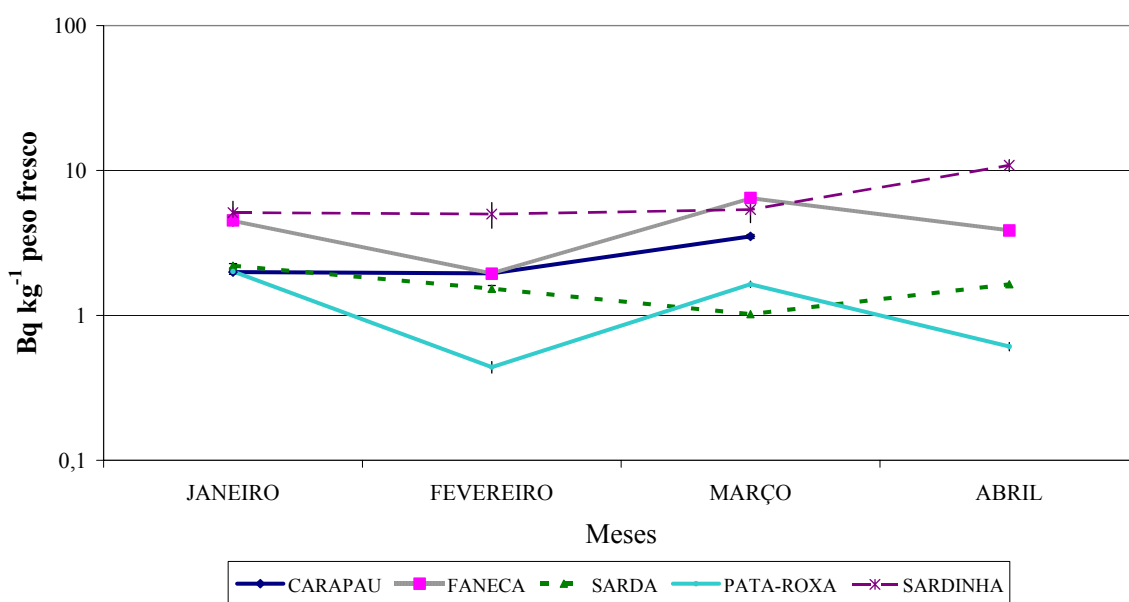


Figura 34 - Variação temporal da concentração de ^{210}Po , Bq kg^{-1} peso fresco, no tecido muscular.

Pode observar-se na Figura 34 que não existe tendência temporal nítida da concentração de ^{210}Po em todas as espécies. As concentrações mais elevadas de ^{210}Po no tecido muscular (médias dos 4 meses) registaram-se na sardinha ($5,58 \text{ Bq kg}^{-1}$), na faneça ($2,87 \text{ Bq kg}^{-1}$) e no carapau ($2,36 \text{ Bq kg}^{-1}$), consideravelmente mais elevadas que na sarda ($1,49 \text{ Bq kg}^{-1}$) e na pata-roxa ($0,82 \text{ Bq kg}^{-1}$).

A sardinha, como é característica nas espécies da família Clupeidae, possui maior quantidade de músculo vermelho proporcionalmente ao músculo branco (Greer-Walker e Pull, 1975), sendo as concentrações de ^{210}Po no músculo desta família mais elevadas

que nas espécies de outras famílias de acordo com os dados de Cherry *et al.* (1994). As espécies da família Scombridae, entre elas a sarda, também possuem elevadas quantidades de músculo vermelho sendo de prever igualmente elevadas concentrações de ^{210}Po no músculo (Greer-Walker e Pull, 1975; Cherry *et al.*, 1994). No entanto, neste estudo esta constatação não se verifica, possuindo o músculo da sarda a concentração média de ^{210}Po de $1,49 \text{ Bq kg}^{-1}$ peso fresco, sendo consideravelmente inferior à verificada nas outras espécies.

Na Figura 35 estão representados os dados médios comparativos entre as concentrações, no músculo, de ^{210}Po e ^{210}Pb , nas diferentes espécies.

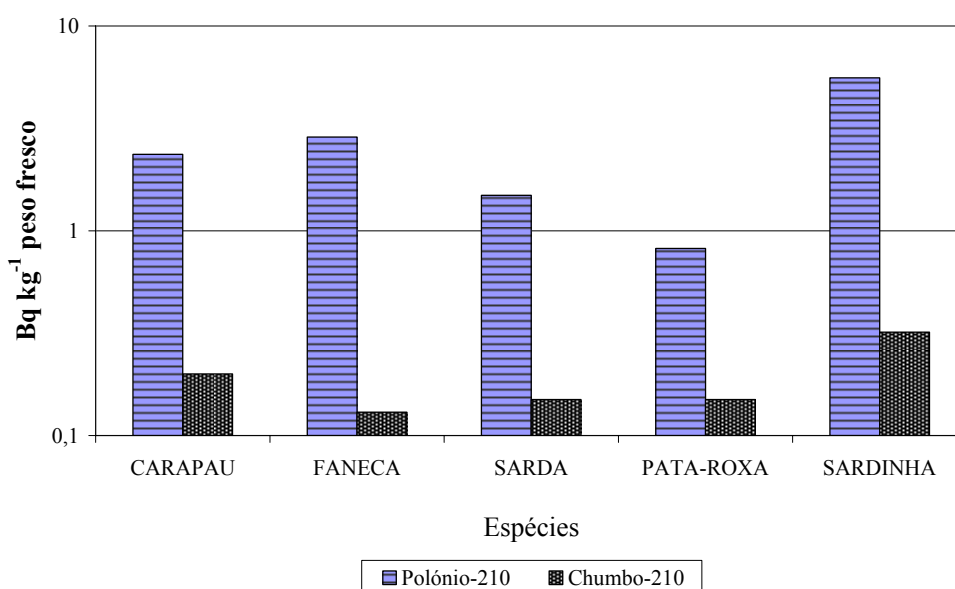


Figura 35 – Concentração média de ^{210}Po e ^{210}Pb , Bq kg^{-1} peso fresco, no músculo das diferentes espécies analisadas.

Analisando a Figura 35, constata-se que tal como em Carvalho (1995), em todas as espécies, o músculo apresenta concentrações mais elevadas de ^{210}Po do que de ^{210}Pb , comprovando o que foi demonstrado experimentalmente, que o ^{210}Po nas espécies marinhas é quase exclusivamente absorvido do alimento, e, a sua absorção digestiva é superior em relação ao ^{210}Pb causando a elevada razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ frequentemente verificada (Carvalho e Fowler 1993, 1994). A razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ varia de 5 na pata-roxa a 22 na faneca.

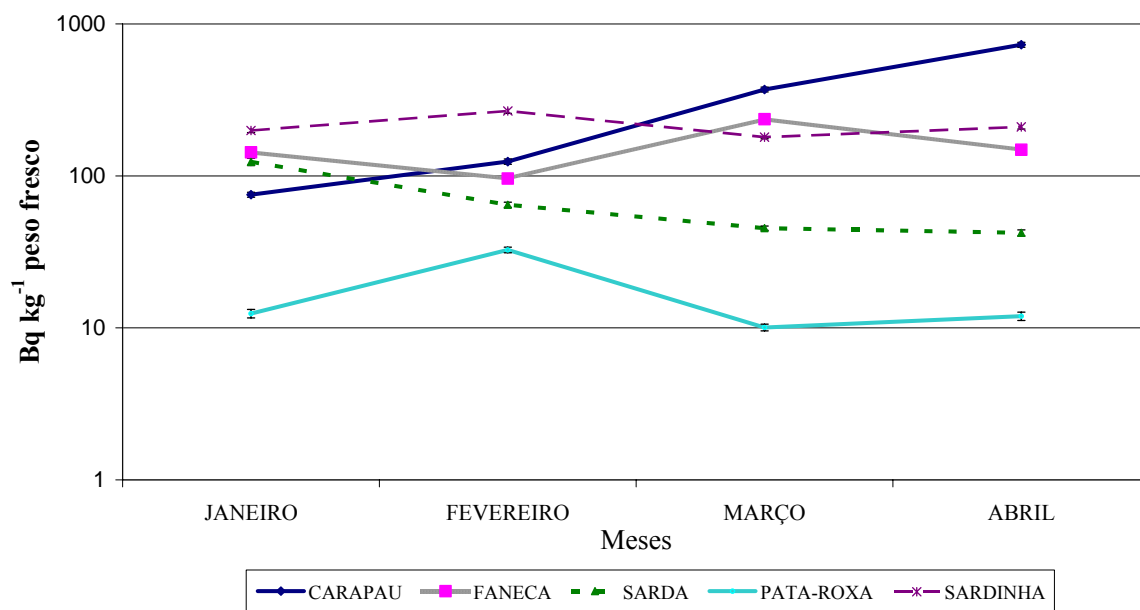


Figura 36 - Variação temporal da concentração de ^{210}Po , Bq kg^{-1} peso fresco, no fígado.

Em todas as espécies estudadas as flutuações mensais do ^{210}Po no fígado (Figura 36) não são muito acentuadas. Também no fígado, as concentrações médias mais elevadas de polónio registam-se na sardinha ($198,47 \text{ Bq kg}^{-1}$), na faneca ($132,37 \text{ Bq kg}^{-1}$) e no carapau ($101,6 \text{ Bq kg}^{-1}$), tal como foi observado para o músculo.

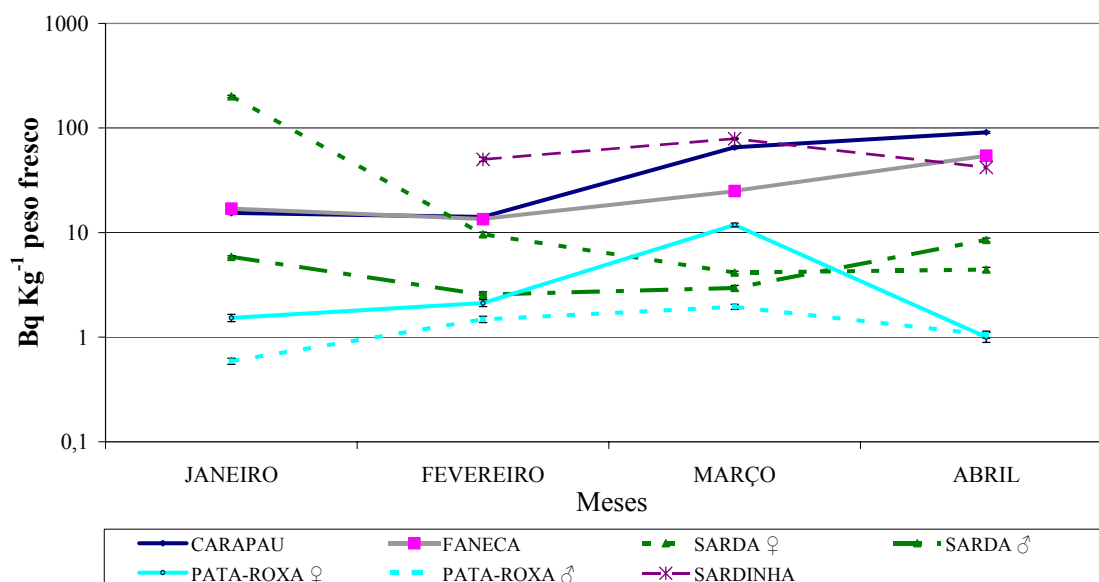


Figura 37 - Variação temporal da concentração de ^{210}Po , Bq kg^{-1} peso fresco, nas gónadas.

As gónadas apresentam ao longo dos meses concentrações de ^{210}Po flutuantes, sem apresentar uma tendência temporal evidente. Os valores médios de ^{210}Po , em cada espécie, ordenam-se por ordem semelhante que no músculo e fígado, sendo mais elevadas na sardinha ($49,75 \text{ Bq kg}^{-1}$) e mais baixas na pata-roxa macho ($0,88 \text{ Bq kg}^{-1}$) (Figura 37). A Figura 38 apresenta as concentrações de ^{210}Po em cada órgão para cada espécie.

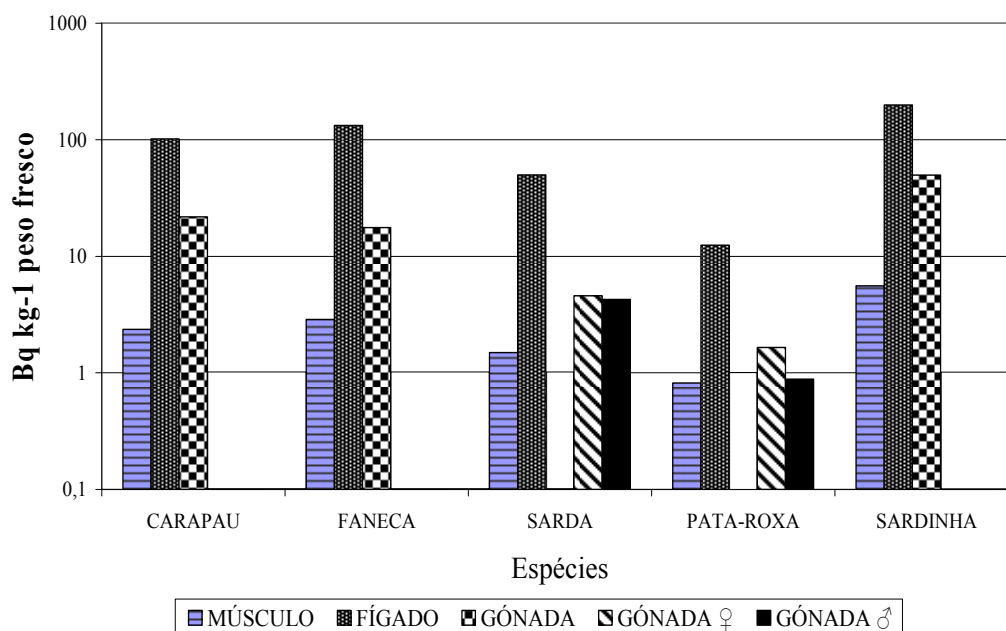


Figura 38 - Concentração média (de Janeiro a Abril) do ^{210}Po , Bq kg^{-1} peso fresco, nos tecidos das espécies de pescado analisadas.

Na Figura 38, tal como em Heyraud e Cherry (1979), Cherry *et al.* (1989) e Carvalho e Fowler (1993), verifica-se que as concentrações de polónio variam entre as diferentes espécies, sendo evidente que estas variações reflectem as diferenças no seu tipo de alimentação.

A sardinha é a espécie que apresenta maiores concentrações de ^{210}Po em todos os tecidos e, sendo um clupeídeo habita num nível mais superior na coluna de água, alimentando-se de fitoplâncton e zooplâncton. A ingestão exclusiva de alimentos com altos níveis de concentrações de ^{210}Po facilita a transferência deste radionuclido e a sua concentração nos tecidos dos peixes (Carvalho, 1988). Sendo uma espécie pelágica, tal como o carapau, a sardinha apresenta concentrações elevadas em todos os tecidos e ao alimentar-se de plâncton tende a acumular mais ^{210}Po do que a maioria dos predadores

de topo da cadeia alimentar. Os peixes bênticos, como a pata-roxa, acumulam menos ^{210}Po do que as espécies pelágicas (Cherry e Shannon, 1974; Carvalho, 1995).

Mais de metade do ^{210}Po existente nas diferentes espécies está depositado nas vísceras, sendo o fígado o órgão que possui maior concentração de polónio, enquanto o tecido muscular apresenta as concentrações mais baixas, confirmando os dados de Parfenov (1974), Carvalho (1988), Cherry *et al* (1994) e Carvalho (1995). Relativamente à sarda e à pata-roxa, constata-se que a concentração de polónio na gónada é superior nas fêmeas, sendo no entanto esta variação muito pequena.

É de salientar que sendo a gónada o tecido mais radiosensível, e que contém o genoma a transmitir à descendência, apresenta também concentrações geralmente elevadas de ^{210}Po , excedendo na sardinha 49 Bq kg^{-1} .

Para obter a contribuição da ingestão das quatro espécies consideradas para a dose efectiva relevante a partir da ingestão de produtos da pesca, foram considerados os dados obtidos na secção 1.2. no Quadro 2, referentes ao consumo (parte comestível) de cada espécie analisada *per capita*, em Portugal em 2006, sendo de 11,6 kg de sardinha, 3 kg de carapau, 0,7 kg de sarda e 0,4 kg de faneca. Devido ao facto de a espécie pata-roxa ser descarregada e consumida em reduzida quantidade em Portugal, a contribuição desta espécie não foi considerada no cálculo da dose efectiva de radionuclidos pelo consumo de produtos da pesca.

Pelo padrão de consumo dos produtos da pesca apenas foi considerada a actividade específica média do tecido muscular de cada espécie (Bq kg^{-1}). O Quadro 17 apresenta os resultados obtidos de incorporações relevantes por ingestão de cada radionuclido analisado (Bq), no ano de 2006, nas quatro espécies consideradas e a dose efectiva resultante por unidade de absorção, via ingestão (Sv Bq^{-1}), para o grupo etário de maiores de 17 anos. Utilizando-se a fórmula da secção 2.3., página 19, para o grupo etário de maiores de 17 anos, obtém-se a dose efectiva relevante a partir da ingestão das quatro espécies no ano 2006, em Portugal.

Quadro 17 - Incorporações relevantes por ingestão de ^{40}K , de ^{137}Cs , de ^{210}Po e de ^{210}Pb do tecido muscular das quatro espécies de pescado, em 2006, e a sua contribuição para a dose total por ingestão para maiores de 17 anos.

	^{40}K	^{137}Cs	^{210}Po	^{210}Pb
<u>Incorporação por ingestão (Bq)</u>				
Sardinha	1918,29	---	64,73	3,71
Carapau	448,05	0,51	7,08	0,60
Sarda	106,23	0,41	1,04	0,11
Faneca	59,00	---	1,15	0,05
Total	2531,57	0,92	74,00	4,47
<u>Dose efectiva por unidade de actividade ingerida (Sv Bq⁻¹)a)</u>	$6,2 \times 10^{-9}$	$1,3 \times 10^{-8}$	$1,2 \times 10^{-6}$	$6,9 \times 10^{-7}$
<u>Contribuição de cada radionuclido para a dose (Sv)</u>	$15,70 \times 10^{-6}$	$11,96 \times 10^{-9}$	$88,80 \times 10^{-6}$	$3,08 \times 10^{-6}$
Contribuição dos quatro radionuclidos para a dose (mSv)				
		0,108		

a) Anexo III da Directiva 96/29/Euratom do Conselho, de 13 de Maio de 1996

A elevada taxa de ingestão de ^{210}Po pelos Portugueses deve-se a um elevado consumo de pescado, e em particular à selecção de espécies marinhas mais consumidas.

Neste estudo, considerando o consumo (parte comestível) total anual das quatro espécies, (15,7 kg) aproximadamente 26% do consumo *per capita* anual (60 kg), a incorporação por ingestão das quatro espécies é de 0,20 Bq d⁻¹ de ^{210}Po e de 0,01 Bq d⁻¹ de ^{210}Pb . De acordo com Carvalho (1995), considerando o consumo de produtos da pesca, a incorporação por ingestão de ^{210}Po e ^{210}Pb era de 0,82 Bq d⁻¹ e 0,047 Bq d⁻¹, respectivamente. Assim, os dados obtidos no estudo com a sardinha, o carapau, a faneca e a sarda representam dados semelhantes aos verificados para um consumo englobando vários produtos da pesca. No Japão, a taxa de ingestão de produtos da pesca *per capita* é de 0,48-0,69 Bq d⁻¹ e de 0,022-0,042 Bq d⁻¹ de ^{210}Po e ^{210}Pb , respectivamente (Yamamoto *et al*, 1994), embora a composição da dieta dos produtos da pesca seja diferente.

Tendo sido considerados os radionuclidos mais relevantes para a contribuição para a dose de radiação nos produtos da pesca e sendo de 15,7 kg o consumo total das quatro espécies consideradas no estudo, com a contribuição para a dose da ingestão anual de $10,76 \times 10^{-5}$ Sv e extrapolando para o consumo total de produtos da pesca de 60 kg

anual *per capita*, obtemos uma dose efectiva a partir da ingestão de produtos da pesca de 0,41 mSv/a.

Considerando na secção 2.3. o Quadro 4, relativo à exposição média individual a várias fontes de radiação natural e artificial, por ingestão a dose média efectiva anual é de 0,17 mSv/a de ^{40}K e de 0,12 mSv/a das séries do urânio e do tório, com o ^{210}Po e o ^{210}Pb como os principais representantes. Analisando os dados do Quadro 17 em conjunto com os dados anteriormente referidos, a dose média efectiva de ^{40}K no consumo das quatro espécies consideradas é aproximadamente 10 vezes inferior (0,016 mSv/a) e do ^{210}Po e ^{210}Pb é ligeiramente inferior à média de dose efectiva considerada aceitável (0,09 mSv/a). Em relação ao ^{137}Cs , sendo um radionuclido de origem artificial resultante de explosões e acidentes nucleares a sua dose de contribuição no consumo das quatro espécies (0,012 $\mu\text{Sv/a}$) não é relevante comparada com a dose de exposição média admissível.

Assim, a contribuição da ingestão anual das quatro espécies analisadas para a dose efectiva é de 0,11 mSv/a, sendo de 3,2 a 4% de contributo para a exposição média individual às várias fontes de radiação natural e artificial (2,81 - 3,41 mSv/a).

CAPÍTULO 7 – CONCLUSÕES

É conhecido que a radioactividade nos oceanos existe devido à presença de radionuclidos de origem natural e artificial, e o estudo efectuado confirma a esperada presença de radionuclidos no pescado.

Nas análises efectuadas às cinco espécies seleccionadas, a sardinha (*Sardina pilchardus*), o carapau (*Trachurus trachurus*), a faneca (*Trisopterus luscus*), a sarda (*Scomber scombrus*) e a pata-roxa (*Scyliorhinus canicula*), foram considerados apenas os radionuclidos que com base na literatura científica dão um contributo mais importante para a dose de radiação dos consumidores por ingestão de produtos da pesca, ou seja, o ^{40}K , o ^{210}Po e o ^{210}Pb como radionuclidos de origem natural, e o ^{137}Cs como radionuclido de origem artificial (Pentreath *et al.*, 1989; UNSCEAR, 1993; Carvalho, 2004; ITN/DPRSN, 2007).

Em todas as espécies, as actividades específicas médias mais elevadas de ^{40}K foram observadas no músculo, variando de 104,74 Bq kg⁻¹ na pata-roxa a 165,37 Bq kg⁻¹ na sardinha. Durante os meses de estudo as concentrações de ^{40}K permaneceram aproximadamente constantes no tecido muscular de cada espécie, resultante do controlo homeostático da concentração do ião K⁺ (potássio) nos tecidos (Edginton, 1984; UNSCEAR, 1993). A dose média efectiva na população portuguesa originada pelo ^{40}K e devida ao consumo das quatro espécies mais comuns, é aproximadamente 10 vezes inferior (0,016 mSv/a) à exposição média individual por ingestão de todos os alimentos, ou seja, 0,17 mSv/a.

O ^{137}Cs foi o único radionuclido artificial emissor de radiação gama detectado nas amostras de pescado. Na quase totalidade destas amostras, a sua actividade específica foi muito baixa e frequentemente inferior à Actividade Mínima Detectável (AMD). Quando este radionuclido foi detectado, as suas concentrações foram mesmo assim vestigiais, como se observou no mês de Janeiro no carapau e em Abril na sarda, ambos com 0,17 Bq kg⁻¹ e 0,58 Bq kg⁻¹, respectivamente. Estes valores de concentrações muito baixos são compatíveis com a contaminação geral do planeta causada pelo “fallout” radioactivo resultante dos testes nucleares e não significa que tenha havido derrame regional de ^{137}Cs (UNSCEAR, 2000; Carvalho *et al.*, 2004; ITN/DPRSN, 2007). A contribuição do ^{137}Cs nestas quatro espécies para a dose de radiação no

consumidor por ingestão é de 0,012 $\mu\text{Sv/a}$. Esta dose é muito inferior à exposição média individual verificada para os membros do público na Europa Ocidental, 0,01 mSv/a, devido ao cézio-137 proveniente sobretudo das explosões nucleares (UNSCEAR, 2000). Essa dose fica, também muito abaixo do limite de dose de radiação tolerada para os membros do público, 1 mSv/a, devido à utilização de radionuclídeos e radiações (Directiva 96/29/Euratom).

Apesar do plâncton ser a base da dieta de muitas espécies do pescado e acumular rapidamente os radionuclídeos existentes em solução na água do mar, a concentração de ^{210}Po no tecido muscular é comparativamente baixa, variando de 5,58 Bq kg^{-1} na sardinha a 0,82 Bq kg^{-1} na pata-roxa. A maioria do ^{210}Po presente nos peixes está depositada nas vísceras, essencialmente no fígado.

A acumulação do ^{210}Po no pescado é, mesmo assim, consideravelmente maior que noutros animais e plantas terrestres.

Nos resultados obtidos verifica-se que há uma diferença entre espécies nas concentrações de ^{210}Po , o que pode traduzir diferentes hábitos alimentares. É conhecido que as espécies sardinha, carapau e faneca consomem fito e microplâncton, enquanto a pata-roxa é uma espécie demersal e a sarda, apesar de pelágica, alimenta-se de presas de maiores dimensões que o plâncton (UNESCO, 1984; 1986).

Em quase todas as espécies, o músculo apresenta concentrações mais elevadas de ^{210}Po do que ^{210}Pb . Sendo a absorção digestiva do ^{210}Po superior à do ^{210}Pb ocorre nos peixes a elevação da razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ de cerca de 1,5 no fitoplâncton para 5 a 22 no músculo do peixe.

Considerando apenas os radionuclídeos de origem natural, o ^{40}K , o ^{210}Po e o ^{210}Pb , a dose de ingestão verificada de 0,107 mSv/a para as quatro espécies, é muito inferior à dose média devida à ingestão destes radionuclídeos naturais, 0,29 mSv/a, indicada no Quadro 4 na secção 2.3., a qual pode ser usada como valor de referência.

As concentrações baixas de ^{210}Po no músculo, parte comestível do pescado, têm como consequência uma transferência mais moderada de ^{210}Po para os consumidores comparativamente ao que sucederia se fossem consumidos outros tecidos do peixe, nomeadamente o fígado.

A dose média efectiva de ^{210}Po e ^{210}Pb , principais representantes das séries do urânio e do tório, resultante do consumo de filetes das quatro espécies mencionadas é de 0,09 mSv/a, sendo ligeiramente inferior à dose média efectiva verificada para os membros do

público na Europa Ocidental (0,12 mSv/a) (UNSCEAR, 2000). O ^{210}Po neste pescado marinho contribui cerca de 30 vezes mais do que o ^{210}Pb para esta dose. Conclui-se assim que os organismos marinhos constituem uma importante fonte de radionuclidos de origem natural, em particular ^{210}Po , que é o principal responsável pela dose de radiação devida aos radionuclidos ingeridos.

Assim, em Portugal em 2006, a contribuição da ingestão anual das quatro espécies analisadas para a dose efectiva é de 0,11 mSv/a, constituindo um pequeno contributo para a exposição total média individual às várias fontes de radiação natural e artificial (2,81 - 3,41 mSv/a).

Podemos, assim, concluir que, no presente, o consumo dos produtos da pesca pela população portuguesa, não constitui uma via importante de exposição a radiações ionizantes, tanto pela ingestão de radionuclidos das séries naturais, como radionuclidos artificiais provenientes da indústria nuclear.

CAPÍTULO 8 – BIBLIOGRAFIA

Abaunza, P., Gordo, L., Karlou-Riga, C., Murta, A., Eltink, A.T.G.W., Santamaria, M.T.G., Zimmermann, C., Hammer, C., Lucio, P., Iversen, S.A., Molloy, J., Gallo, E. (2003). Growth and Reproduction of Horse Mackerel, *Trachurus trachurus* (Carangidae). Reviews in Fish Biology and Fisheries, 13: 27-61.

Afonso, M.H. (1991). Estudo de uma área de postura de Sardinha, *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) na Costa Continental Portuguesa. Boletim do Instituto Nacional de Investigação das Pescas (Lisboa), 16: 23-52.

Agência Internacional de Energia Atômica (1982). Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases, Safety Series 57, 98.

Aldebert, Y., Tournier, H. (1971). La reproduction de la sardine et de l'anchois dans le golfe du Lion. Rev. Trav. Inst. Pêches Marit., 32 (4): 413-476.

An Illustrated Dictionary of Fish and Shellfish. Scandinavian Fishing Year Book (2003).

Bandarra, N.M., Nunes, M.L., Oliveira, L., Batista, I., Calhau, A. (2004). Composição e valor nutricional dos produtos da pesca mais consumidos em Portugal. Publicações Avulsas do IPIMAR (Lisboa), nº11.

Bandarra, N.M., Batista, I., Nunes, M.L. (2001). O Óleo de Sardinha e a Saúde. Divulgação IPIMAR (Lisboa), 18.

Bannister, T. (1979). Production equations in terms of Chlorophyll Concentration, quantum yield and upper limit to production. Limnology Oceanogr. 19: 1-12.

Beasley, T.M., Palmer, H.E. (1966). Lead-210 and Po-210 in biological samples from Alaska. Science, 152:1062-1064.

Bernardo, F.M.A., Martins, H.M.L. (1997). O Pescado na Alimentação Portuguesa (2ª Edição). Instituto Nacional de Formação Turística. Lisboa.

Bougis, P. (1974). Écologie du plancton marin. I – Le Phytoplancton. Masson et Cie ed.: 204.

Cabral, H.N., Murta, A.G. (2002). The diet of blue whiting, hake, horse mackerel and mackerel off Portugal. *J. Appl. Ichthyol.* 18: 14-23.

Carvalho, F.P. (1988). ^{210}Po in Marine Organisms: A Wide Range of Natural Radiation Dose Domains. *Radiation Protection Dosimetry*, 24: 113-117.

Carvalho, F.P., Fowler, S.W. (1993). Na experimental study on the bioaccumulation and turnover of polonium-210 and lead-210 in marine shrimp. *Mar. Ecol. Prog. Serv.*, 102: 125-133.

Carvalho, F.P. (1995). ^{210}Po and ^{210}Pb intake by the Portuguese population: the contribution of seafood in the dietary intake of ^{210}Po and ^{210}Pb , *Health Physics* 69(4): 469-480.

Carvalho, F.P. (2000). A Radioactividade no Ambiente, Radionuclidos de origem natural e artificial. Instituto Tecnológico e Nuclear. Departamento de Protecção Radiológica e Segurança Nuclear.

Carvalho, F.P., Madruga, M.J., Oliveira, J.M., Gouveia, J.M., Silva, L. (2004). Radioactivity in the Northern Seas of Europe. *Revista da Sociedade Portuguesa de Protecção Contra Radiações. Radioprotecção* 2: 118-125.

Cherry, R.D., Shannon, L.V. (1974). The Alpha Radioactivity of Marine Organisms. *Atomic Energy Rev.* 12: 3-45.

Cherry, R.D., Heyraud, M., James, A.G. (1989). Diet Prediction in Common Clupeoid Fish Using Polonium-210 Data. *J. Environ. Radioactivity*, 10: 47-65.

Cherry, R.D., Heyraud, M., Rindfuss, R. (1994). Polonium-210 in Teleost Fish and in Marine Mammals: Interfamily Differences and a Possible Association between Polonium-210 and Red Muscle Content. *J. Environ. Radioactivity*, 24: 273-291.

Cohen, D.M., Inada, T., Iwamoto, T., Scialabba, N. (1990). Fishbase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (07/2007).

Collette, B.B., Nauen, C.E. (1983). Fishbase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (07/2007).

Compagno, L.J.V. (1984). Fishbase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (07/2007).

Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty Organization, CTBTO (2001). Radionuclides Monitoring, in: Spring Technical Training Programme, International Monitoring System Division, Vienna, Austria, 54.

Edgington, D.N. (1984). The Chemical Behaviour of Long-Lived Radionuclides in the Marine Environment. Commission of the European Communities, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities (EUR-9214-EN).

Ermolaeva-Makovskaya, A.P. (1969). The Migration of Lead-210 and Polonium-210 from the Environment to the Human Organism and the Establishment of Standards for these Radionuclides (in Russian). Thesis Lgoliuv, Leningrad.

FAO (1981). Fiches FAO d'Identification des Especies. Zones de Peche 34, 47. Famille Scombridae, *Scomber scombrus*.

Ferreira, F.A.G., Graça, M.E.S. (1985). Tabela da Composição dos Alimentos Portugueses. Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge.

Figueira, R.C.L., Cunha, I.I.L. (1998). A Contaminação dos Oceanos por Radionuclídeos Antropogênicos. Química Nova, 21 (1): 73-77.

Fiuza, A.F.G., Macedo, M.E., Guerreiro, M.R. (1982). Climatological space and time variation of the portuguese coastal upwelling. Oceanologica Acta, 5 (1): 31-41.

Gordo, L.S. (1979). Aspectos da Biologia de *Scomber scombrus* L. (Pisces, Scombridae) em dois Locais da Costa Portuguesa. Thesis. Fac. Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.

Greer-Walker, M. e Pull, G.A. (1975). A survey of red and white muscle in marine fish. J. Fish Biol., 7: 295-300.

Guerreiro, H. (2001). Manual de Cálculos para $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ – Espectrometria Alfa. Relatório do Instituto Tecnológico e Nuclear. Departamento de Protecção Radiológica e Segurança Nuclear.

Heyraud, M., Cherry, R.D. (1979). Polonium-210 and Lead-210 in Marine Food-chains. Mar. Biol. 52, 227-236.

Hill, C.R. (1965). Polonium-210 in man. Nature, 208: 423-428.

Holtzman, R.B. (1978). Application of radiolead to metabolic studies. In: Nriagu, J.O., ed. The biogeochemistry of lead in the environment (Part B). Amsterdam: Elsevier/North-Holland Publishers, 37-96.

INE (2006). Instituto Nacional de Estatística, Estatísticas da Pesca 2005. Destaque, informação à comunicação social, 27 de Junho de 2006. INE divulga os dados da pesca de 2005.

INE (2007). Estatísticas da Pesca 2006. Tema F: Agricultura, Florestas e Pescas.

INE, (1999). Balança Alimentar Portuguesa, 1990-1997, Série Estudos nº 79.

ITN/DPRSN (2007). Vigilância Radiológica a Nível Nacional (Ano 2006). Edição Instituto Tecnológico e Nuclear, Relatório DPRSN Série A, n.º 31/2007. (disponível em www.itn.pt).

Jaworowski, Z. (1969). Radioactive lead in the environment and in the human body. Atomic Energy Rev. 7, 3-45.

Jornal Oficial das Comunidades Europeias. Directiva 96/29/Euratom do Conselho, 13 de Maio de 1996, que fixa as normas de segurança de base relativas à protecção sanitária da população e dos trabalhadores contra os perigos resultantes das radiações ionizantes.

Ladinskaya, L.A., Parfenov, Y.D., Popov, D.K., Fedorova, A.V. (1973). ^{210}Pb ; ^{210}Po content in air, water foodstuffs, and the human body. Arch. Environ. Health, 27: 254-258.

Machado, P.A. (1996). Aspectos da Biologia e Ecologia do Tubarão Lamniformes *Scyliorhinus canicula*, Linnaeus, 1758. Departamento de Zoologia e Antropologia. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Instituto de Investigação das Pescas e do Mar.

Malta, M., Carvalho, F.P. (2007). Efeitos na Saúde da População, Polónio (^{210}Po) e Chumbo (^{210}Pb) no Cabelo e Contaminação Interna do Organismo pelos Radionuclídeos da Série do Urânio. MinUrar, Minas de Urânio e seus Resíduos. Relatório Científico II. (disponível em http://www.insarj.pt/site/resources/docs/Minurar_Relat_Cienti_II.pdf)

Marques, V., Morais, ^a, Pestana, G. (2003). Distribuição, Abundância e Evolução do Manancial de Sardinha presente na Plataforma Continental Portuguesa entre 1995 e 2002. Relatórios Científicos e Técnicos, Série Digital. INIAP, IPIMAR.

Mayneord, W.V., Hill, C.R. (1959). Spectroscopic Identification of α -emitting Nuclides in Biological Material. Nature (London) 184: 667.

McDonald, P., Cook, G.T., Baxter, M.S. (1991). Natural and artificial radioactivity in coastal regions of UK. Radionuclides in the Study of Marine Processes. Ed. P.J. Kershaw & D.S. Woodhead. Elsevier Applied Science. London and New York, 329-39.

Morgan, K.Z., Snyder, W.S., Ford, M.R. (1964). Relative Hazard of the Various Radioactive Materials. Health Phys, 10 (3): 151-169.

Ozmidov, R.V. (1986). Diffusion of Contaminants from Localized Sources in the Ocean. Netherlands, Kluwe Academic Publishers, 61.

Parfenov, Y.D (1974). Polonium-210 in the environment and in the human organism. Atomic Energy Rev. 12, 75-143.

Parrish, R.H., Serra, R. e Grant, W.S. (1989). The monotypic sardines, *Sardina* and *Sardinops*: their taxonomy, distribution, stock structure and zoogeography. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 46: 2019-2036.

Pentreath, R.J., Camplin, W.C., Alington, D.J. (1989). Individual and collective dose rates from naturally occurring radionuclides in seafoods. In Radiological Protection Theory and Practice. Fourth International Symposium of the Society of Radiological Protection, 4-9 June 1989. Malvern, England.

Ré, P., Cabral e Silva, R., Cunha, E., Farinha, A., Meneses, I. & Moita, T. (1990). Sardine spawning off Portugal. Boletim Instituto Nacional de Investigação das Pescas (Lisboa) 15: 31-44.

Reis, M.J.C. (2007). A Radioactividade no Ambiente. A Gazeta da Física, 30 (1): 58-66.

Roser, F.X., Rullen, S.J., Barros, S.L.J. (1962). A Survey on Artificial Radioactive Contamination in Brazil (1958-1962). Rio de Janeiro. Instituto “Costa Ribeiro de Física”, PUC-RJ.

Rubens, C.L.F., Cunha, I.I.L. (1997). A Contaminação dos Oceanos por Radionuclidos Antropogénicos. Supervisão de Radioquímica. IPEN-CNEN/SP – São Paulo.

Shalaveyus, S.S., Styro, B.I. (1972). Trans. Inst. Exper. Meteorol. 25: 43.

Shannon, L.V., Cherry, R.D., Orren, M.J. (1970). Polonium-210 and Lead-210 in the Marine Environment. Geochim. Cosmochim. Acta 34: 701-711.

Smith-Vaniz, W.F. (1986). Fishbase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (07/2007).

Stratoudakis, Y. e Silva, A. (2001). A Pescaria da Sardinha, uma Prioridade da Investigação. Divulgação do IPIMAR, Instituto de Investigação das Pescas e do Mar, nº 16.

Sverdrup, H.V. (1953). On the conditions for the vernal blooming of phytoplankton. Journal Cons. Int. Explor. Mer 18: 287-295.

UNEP (1990). Contaminant monitoring programmes using marine organisms: Quality Assurance and Good Laboratory Practice. United Nations Environment Programme. Reference Methods For Marine Pollution Studies n.º 57.

UNESCO (1984). Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. Editors Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen, J., Tortonese, E. Vol. I.

UNESCO (1986). Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. Editors Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen, J., Tortonese, E. Vol. II.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR (1977). Sources and effects of ionizing radiation. UN, New York.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR (1982). Ionizing radiation: sources and effects. UN, New York.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR (1993). Sources and effects of ionizing radiation, UN, New York, 922.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR (2000). Sources and effects of ionizing radiation, Vol. I, Annex B: Exposures from natural radiation sources, UN, New York, 922.

Verplancke, J., Venkataraman, R., Young, B.M., Schwenn, H. (2003). Semiconductor detectors. Handbook of radioactivity analysis. Second edition. Edited by M. F. L'Annunziata, San Diego, Academic Press, 239-346.

Whitehead, P.J.P. (1985). Fishbase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (07/2007).

www.canberra.com/literature/953.asp

Yamamoto, M., Abe, T., Kuwabara, J., Komura, K., Ueno, K., Takizawa, Y. (1994). Polonium-210; lead-210 in marine organisms: intake levels for Japanese. J. Radioanal. Nucl. Chem. 178:81-90.